



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

국문초록

수변 코리더 연결성 평가모형(RHSM)

— 강원도 섬강유역을 사례로 —

지도교수 : 박종화

서울대학교 대학원 협동과정 조경학 전공

정 승 규

서식지의 파괴와 단절의 문제는 생물다양성을 위협하고 메타개체군의 멸종을 일으키는 가장 심각한 문제 중 하나로 대두되고 있으며, 이러한 문제는 인간의 활동과 토지이용의 변화에 기인한다. 이에 따라 수변과 인접 육상생태계를 기반으로 서식 및 이동하는 야생동물들은 감소하고 있으며, 생물다양성은 지속적으로 위협 받고 있다. 생태학자들은 단절된 서식지의 부정적인 영향을 제거 하고 고립되어 있는 작은 서식지들의 연결성을 유지하는데 가장 확실한 방법으로 연결성 복원을 제안하고 있다. 핵심 서식지 분석과 연결성 분석을 이용하여 보호지역을 설정하고 연결성 복원 지역을 구체적으로 선정함으로써 종의 이동과 확산을 용이하게 하고 있다. 그러나 수변지역의 연결성 복원을 위한 연구는 주로 종적 연결성 복원을 위한 평가와 개별서식처와 구조적 연결성을 중심으로 하거나 기능적인 연결성분석으로는 주로 종분포와 확산연구만 진행되어왔다. 또한, 대부분의 연구가 지역적 차원에 국한되어 있고 국토의 산림, 하천 등의 중요 자연생태계와의 연계 방안에는 미흡한 실정이다.

본 연구에서는 수변 코리더 연결성 평가모형을 개발하여 수변과 유역의 핵심서식지 분석과 연결성 분석을 통해서 수변의 종·횡적 연결성을 평가하는 것이다. 이를 위하여 첫째, 종적 연결성 평가를 위해 수변과 유역에

대하여 개별 종에 적합한 모형을 개발하여 서식지를 분석하고 종풍부도와 희귀도 및 서식지 분석 결과를 이용하여 핵심서식지를 분석하고 종적 연결성을 평가였다. 둘째, 연결성 분석은 삶과 고라니의 제방 위 이동 경로자료와 경관의 기능적 분석을 이용하여 분석하였다. 셋째, 유역의 핵심서식지와 기능적 연결성 분석을 이용하여 횡적 연결성 평가를 수행하고 복원에 활용할 수 있는 방법론을 제시하였다. 국내에서 연결성 평가 모형 개발은 개별 종 또는 출현자료와 경관의 구조적 분석을 중심으로 진행되어 왔으며, 분석자료는 대부분 광역서식지 차원에서 이루어져 있어 수변과 같은 중소서식지나 미소 서식지에 대하여 다양한 종을 포함한 통합적인 평가방법은 이루어지지 않고 있다. 대부분의 수변 평가는 하천복원을 위한 자연성 위주의 목적적인 하천자연도를 이용하거나 생태자연도를 중심으로 진행됐다.

본 연구는 수변 코리더 연결성 평가모형을 개발하여 수변의 미소서식처에 대한 환경변수를 구축하고 이를 이용하여 포유류, 조류, 양서류충류, 어류에 대한 서식지 분석과 기능적 연결성 평가를 통해서 서식과 이동에 영향을 주는 요인들을 정량적으로 제시하였다. 또한, 평가를 통해서 수변 지역 전체의 연결성을 확인하고 연결이 취약한 지점에 대한 보호 및 복원을 위한 평가방법을 제시하였다. 이에 본 평가모형은 앞선 방법론의 단점들을 개선하고 통합적인 평가 방법을 통해서 이동과 서식의 영향을 주는 요인을 정확히 분석하고 해결하기 위한 연구라는데 의의가 있다.

본 연구에서는 개발한 평가모형을 이용하여 다음과 같은 결과를 도출하였다. 첫째, 유역서식지 분석에서는 기존 연구결과 및 도감 등 많은 문헌에서 서술한 서식환경과 유사한 특성을 보였다. 이러한 특징은 포유류의 생태적 특성과 조사방법 및 자료수집의 정확도가 분석결과에 영향을 준 것으로 보인다. 유역서식지의 종풍부도는 해발 300~400m 일대의 산지에서 종의 풍부도가 제일 높았다. 이는 산지에서 삶과 고라니 두 종의 서식지가 중복되는 것으로 추정할 수 있었다. 둘째, 삶의 수변 서식지의 분석에서는 조류 종풍부도와 높은 관계가 있었으며, 고라니에 비해서 통행량이 적은 농로

나 차선에 영향을 많이 받지 않는 것으로 분석되었다. 셋째, 수변의 연결성 분석에서 고라니는 지류, 수로, 농경지를 선호하며, 제방형태가 자연적이며, 수변의 인접 토지피복이 식생과 농경지비율이 높은 곳을 선호하는 것으로 분석되었다. 또한, 고라니와 샐의 이동특성에 대한 수로이용과 도로차선에 대한 차이점을 정량적으로 제시하였다. 넷째, 종적 연결성 평가에서는 수변 릿이 거의 없고, 보(洑)가 설치 되어 있으며, 수변 쪽으로 산책로나 농로 및 자전거도로가 있는 곳이 낮게 평가 되었으며, 농경지 비율과 수변의 모래와 자갈의 비율이 높고 수면 위 바위가 많고 지류가 인접해 있으며, 제방의 양안이 자연제방으로 둘러싸여 있는 지점이 높은 평가 등급을 나타냈다. 다섯째, 횡적 연결성 평가에서는 수변의 농경지 비율이 높고 지류와의 거리가 가깝고 수변에서 인접지역으로 이동이 가능한 배수구가 있으면 연결성이 높은 곳으로 분석되었다.

본 연구에서 개발한 수변 코리더 연결성 평가모형(Riparian Habitat Suitability Model for Connectivity Restoration: RHSM)은 수변의 주요생물에 대한 서식환경을 정량적으로 평가할 수 있는 방법으로 이를 통해서 수변의 단절된 구간을 확인하고 영향을 미치는 요인을 정량적으로 분석해서 복원 방안을 수립하는데 활용 될 수 있다. 또한, 하천정비공사를 진행할 때 본 연구에서 개발한 평가모형을 통해서 보호하고 보전해야할 지점을 사전에 알고 계획한다면 훼손 후 복원하는 것보다 경제적 및 시간적으로 많은 이점이 있을 것이다.

◆ 주요어 : 수변 코리더 연결성, 핵심서식지 분석, 연결성 평가,
코리더 연결성 평가 모형(RHSM)

◆ 학 번 : 2011-30745

목 차

I. 서론	1
1. 연구의 배경 및 목적	1
2. 연구의 흐름	7
3. 연구사	9
1) 수변 코리더 연결성	9
2) 서식지 분석 및 평가	17
3) 소 결	27
II. 연구의 범위와 방법	29
1. 공간적 범위	29
2. 자료의 구축	31
1) 자료 수집 및 현지조사	33
2) 하천코리더 조사지도 및 환경변수 구축	63
3. 모형의 개발	42
1) 서식지 분석	42
2) 연결성 평가	49
III. 결과 및 고찰	54
1. 수변 코리더 연결성 평가모형의 개발	45
2. 자료의 구축	56
1) 생물상 자료 구축	56
2) 하천코리더 지도 구축	57
3. 서식지 분석	58
1) 유역서식지 분석	58

2) 수변서식지 분석	6
4. 연결성 평가	81
1) 종적 연결성 평가	8
2) 횡적 연결성 평가	8
5. 소 결	93
 IV. 결론	 95
 ■ 인용문헌	 97
■ Abstract	106
■ 부록	110
대상지 현황	110
생물상 현지조사 목록	124

표 차 례

Table 1. Review of connectivity terminology	21
Table 2. Site selection criteria and frequency	2 2
Table 3. Comparison of National Ecosystem Survey	23
Table 4. River corridor survey list of study	83
Table 5. Species habitat variables	04
Table 6. Input variables for basin habitat analysis	34
Table 7. Input variables for riparian habitat analysis	64
Table 8. Connectivity analysis table	94
Table 9. Input variables for connectivity analysis	0 5
Table 10. River habitat hierarchy	3
Table 11. Ratings criteria	3
Table 12. Built lists of river corridor map	75
Table 13. Relative contribution of the independent variables	9 5
Table 14. Relative contribution of the independent variables	0 6
Table 15. Results of analysis of leopard cat	46
Table 16. Results of analysis of water deer	4 6
Table 17. Results of analysis of otter	56
Table 18. Results of analysis of amphibian	76
Table 19. Results of analysis of snapping turtle	9 6
Table 20. Results of analysis of red-sided water snake	0 7
Table 21. Results of multiple linear regression analysis	3 7
Table 22. Results of model	3
Table 23. Results of multiple linear regression analysis	5 7
Table 24. Results of model	3
Table 25. Habitat characteristics of longitudinal connectivity	2 8

Table 26. Results of connectivity analysis of leopard cat	5 8
Table 27. Results of connectivity analysis of water deer	6 8
Table 28. Habitat characteristics of lateral connectivity	0 9

그림 차례

Figure 1. Frame for habitat analysis and evaluation	7
Figure 2. Research flow	8
Figure 3. Riparian corridor concept	9
Figure 4. The riparian corridor	3
Figure 5. Arizona Missing Linkages Assessment	4
Figure 6. Southern Rockies Wildlands Network Vision	5
Figure 7. Wildfinder	2
Figure 8. RWRI	24
Figure 9. Potential Florida black bear corridors	52
Figure 10. Study site	9
Figure 11. Field survey	13
Figure 12. Snow tracking	3
Figure 13. Comparison of 2nd NES and 3rd NES of the study site	33
Figure 14. River Corridor Survey	3
Figure 15. Hierarchical evaluation units	15
Figure 16. Riparian Habitat Suitability Model	4
Figure 17. Analysis unit	3
Figure 18. Habitat suitability map for leopard cat	85
Figure 19. Habitat suitability map for water deer	85
Figure 20. Response curves of variables affecting maxent prediction	6
Figure 21. Response curves of variables affecting maxent prediction	6
Figure 22. Leopard cat HSM	6
Figure 23. Water deer HSM	6
Figure 24. Mammal richness map in basin	3
Figure 25. ROC curve for leopard cat, water deer, otter	36

Figure 26. Habitat suitability map for leopard cat	66
Figure 27. Habitat suitability map for water deer	66
Figure 28. Habitat suitability map for otter	66
Figure 29. Habitat suitability map for tree-frog	86
Figure 30. Habitat suitability map for snapping turtle	96
Figure 31. Habitat suitability map for red-sided water snake	0 7
Figure 32. Mammal richness map in riparian habitat	17
Figure 33. Amphibian/Reptile richness map in riparian habitat	27
Figure 34. Bird richness map in riparian habitat	47
Figure 35. Fish richness map in riparian habitat	67
Figure 36. Rarity map for mammal	77
Figure 37. Rarity map for amphibian and reptile	88
Figure 38. Rarity map for bird	99
Figure 39. Rarity map for fish	08
Figure 40. Result of longitudinal connectivity evaluation	18
Figure 41. Evaluation analysis of longitudinal and lateral connectivity	4 8
Figure 42. Connectivity analysis for leopard cat and water deer	7 8
Figure 43. Connectivity model for water deer	88
Figure 44. Result of lateral connectivity evaluation	9 8
Figure 45. Evaluation analysis of lateral connectivity	1 9

I. 서론

1. 연구 배경 및 목적

서식지의 파괴와 단절의 문제는 생물다양성을 위협하고 메타개체군¹⁾의 멸종을 일으키는 가장 심각한 문제 중 하나로 대두되고 있으며, 이러한 문제는 인간의 활동과 토지이용의 변화에 기인한다. 토지 이용의 변화는 전 세계적으로 수자원의 질적 저하를 초래하며, 수변 서식지와 생물다양성에 부정적인 영향을 주고 있다. 이러한 변화는 수변 생태계의 구조와 하천의 건강성에 심각한 영향을 줄 것이다(Palmer, 2007). 이 때문에 수변과 인접 육상생태계를 기반으로 서식 및 이동하는 야생동물들은 감소하고 있으며, 생물다양성은 위협을 받고 있다(Karr and Chu, 1999).

한반도는 다양한 지형적 요소 및 기후 조건으로 인해 생물종 다양성이 매우 풍부하고 고유성이 높은 것으로 알려져 있다. 약 10만 종의 자생생물이 분포할 것으로 추정하고 있으며, 그동안 알려진 생물종은 3만여 종이다(한국생물다양성정보공유체계 www.cbd-chm.go.kr). 그러나 도시화, 산업화로 인한 서식지 감소 그리고 기후변화 등으로 우리나라의 생물다양성이 심각하게 위협받고 있다. 또한, 산림 면적은 매년 약 1만 2천ha가 감소하고 있으며, 생물다양성의 위기를 초래하는 커다란 요인으로는 동식물 서식지의 감소를 들 수 있다(한국의 생물다양성 보고서, 2013). 최근 우리나라는 4대강 정비사업의 목적으로 치수와 이수 및 친수를 목적으로 한 하천종합개발계획을 수립한 결과 보, 제방, 하구둑 등 많은 구조물이 건설되었으며, 수변 지역은 둔치와 같은 친수공간으로 조성하였다. 이러한 수변의 내부적인 교란은 수변과 주변생태계 사이에서 야생동물의 이동에 영향을 줄 수 있다(Gary and Stephen, 1996). 최근 국립환경과학원의 ‘수생태계 건강성 조사평가’보고서에서는 4대강 정비사업으로 인해 멸종위기 1급 흰수마자의 개체수가 급감했으며, 2012년에 조사한 ‘낙동강 살리기 사업 사후환경영향조사’

1) 같은 장소에 작은 여러 개체군이 모여 생성과 소멸을 반복하면서 남아있는 개체군을 말함 (McCullough, 1996)

에서는 멸종위기 중 중 조류 23종, 포유류 3종, 양서류 2종의 총 28종의 법정보호종이 자취를 감춘 것으로 나타났다. 흑두루미의 개체수는 3,000개체에서 1,000개체까지 감소하였으며, 노랑부리백로, 저어새, 참수리와 황새는 서식이 확인되지 않았다. 한국환경영향정책평가연구원(2013)에서 발표한 ‘4대강 살리기 사업 사후환경영향조사 분석, 평가 및 개선방안 연구’ 보고서를 보면 4대강의 습지면적은 2010~2012년 사이 41%나 급감했다. 낙동강, 금강에서 철새와 어류, 저서생물의 종수와 개체수가 대체로 감소하는 경향을 보이고 있으며 한강과 낙동강에서는 법적보호종 중 4대강 사업 전 습지 등에 서식하고 있는 것으로 확인된 맹꽁이, 남생이, 표범장지뱀이 자취를 감췄다. 한강과 낙동강, 금강에서는 각각 금개구리와 흰수마자, 미호종개가 사라진 상태다. 수질은 생물학적산소요구량(BOD)을 기준으로 한강, 낙동강, 영산강은 다소 악화되었다. 또한, 4대강 사업 영향으로 수위가 상승하면서 수변에 서식하는 맹꽁이를 비롯해 야생동물들이 집단 이주하는 등 급격한 생태변화가 일어나며, 서식처를 잃은 야생동물이 도로로 몰려들어 로드킬이 급증하고 있다(도로공사, 2013).

최근 연결성 복원은 계획은 단절된 서식지의 부정적인 영향을 제거하고 고립된 작은 서식지들의 연결성을 유지하는데 가장 확실한 방법으로 받아들이고 있다(Crooks et al., 2002). 유럽의 각국에서는 연결성 강화와 생물다양성 보전을 위해서 범유럽생태네트워크(Pan European Ecological Network)와 같이 국가 및 대륙수준의 생태네트워크 구축을 통한 보다 큰 개념 아래서 보호지역을 설정하고 연결성 복원 지역을 구체적으로 선정함으로써 종의 이동과 확산을 쉽게 하고 있다. 북미지역에서는 Yellowstone to Yukon Conservation Initiative를 통해서 오래전부터 핵심 보호지역의 야생동물 연결성 복원을 위한 계획을 수립하고 있다(Aengst, 2000). 우리나라의 연결성 복원 계획은 주로 생태통로 설치와 같은 단편적인 개념으로 계획한 후 1996년 지리산 시암재에 이동통로를 시작으로 최근 2009년까지 370여 개의 생태통로가 조성되었지만 주로 단절된 산림이나 도로의 연결성을 확보하기 위한 수단으로 조성해왔으며, 생태통로 위치선정도 야생동물의 이동하는

선적인 경로와 단편적인 정보에 의존하고 있어 실제적인 서식의 기반인 면적공간에 대한 고려가 적었다(사공정희, 2011). 그리고 최근 환경부 조사결과 이용률이 절반에도 못 미치고 있는 것으로 확인되었다(환경부, 2010). 또한, 양서류를 비롯한 수변 야생동물들의 치사율이 다른 도로유형에 비해 현격히 높은 것을 확인하였으나(환경부, 2007), 수변 지역의 연결성 강화를 위한 연구는 미흡한 실정이며, 대부분의 연구가 지역적 차원에 국한되어 있고 국토의 산림, 하천 등의 중요 자연 생태계와 연계 방안에는 미흡한 실정이다(전성우 외, 2009).

수변과 육상생태계는 시간적 공간적으로 에너지와 영양소의 이동과 먹이사슬 등 역학관계에 의해서 각각의 생태계는 본질적으로 연결되어 있다. 비록 다른 경계를 가지더라도 서로서로 독립적으로 그 기능을 할 수 없다(Barret et al., 2005). 이런 이유로 하천의 물리적인 변화와 교란은 하천 내부뿐만 아니라 인접 생태계의 생물다양성의 변화에 영향을 미친다(Bravard et al., 1986). 이러한 토지이용의 변화는 두 인접 생태계의 경계에서 발생하는 자원의 흐름을 바꾸어 수변 생태계의 구조와 건강에 심각한 영향을 미친다(Holly, 2007). 이에 코리더는 변화된 경관 사이에서 고립된 서식지를 보호하고 연결하며, 교란으로부터 대체서식지를 제공하여 종풍부도와 다양도를 증가시키고 멸종의 가능성을 감소시키는 중요한 역할을 한다(Beier and Noss, 1998; Jongman, 1995; Samways et al., 2010). 그 중 수변 코리더는 생태통로로서 연결성을 높여주는 기능적인 특성과 생태적 이음새로서의 물리적 구조로 되어 있으며 종의 국소적 소멸을 예방하도록 분산과 이동을 원활하게 한다. 또한, 하천을 따라 고립된 생물들의 이동을 원활하게 함으로써 종수를 유지하고 메타개체군의 크기를 증대시킨다. 하천 개체군의 영역증대와 재배치를 도와주는 확산기능, 유익하지 않은 환경조건으로부터 도피할 수 있는 이동 기능, 영소지역과 포식지역사이의 이동을 원활하게 하는 섭식환경을 제공한다(홍선기, 2006). 우리나라는 수변의 치수, 친수, 이수과 같은 기능을 중시한 결과 수중보, 댐과 같은 인공구조물 개발과 하천 정비로 인한 서식지 파괴 등으로 수변 코리더의 기능을 약화시켜왔다. 전국

의 하천횡단 구조물은 약 34,000개 정도가 설치되어 있는데, 그 중 횡 보(洑)는 약 18,000개, 낙차공은 16,000개 정도가 설치되어 있다(한국하천협회, 2005). 이러한 횡단구조물은 일반적으로 구조물의 높이와 저수지가 커짐에 따라 하천유량과 수질은 물론 수생생물들은 현저하게 영향을 받고, 하천의 환경특성 중 유황과 온도의 시간적, 공간적 분포 특성을 크게 변화시키며 보의 축조에 따른 하천생태통로의 차단에 인한 수변 생물서식처의 변화, 하천경관 훼손을 유발한다(안홍규 외, 2008). 수변의 코리더는 녹지중심의 육상의 핵심보호지역과의 통합적 관리를 통한 경관다양성의 증대와 지역생물다양성의 증대에 매우 중요하다(홍선기, 2006). 이에 생물다양성 증진과 연결성 복원을 위해서 하천의 제방과 같은 물리적인 영향에 대한 수변의 횡적 종적인 연결성 연구의 중요성이 더욱 커지고 있다(Ward, 1998; Wissmar, 2004). 수변공간은 가장 역동적이며, 이질적인 서식처 중 하나이며, 육상생태계와 연결되어 있어 생물다양성이 가장 높은 지역이나, 아직 수변생태계와 육상생태계의 연결성에 대한 연구는 전 세계적으로 아직 초기 단계이다(Hupp and Rinaldi, 2007; Palmer, 2007).

일반적으로 연결성 복원 계획에서는 다음의 두 가지를 중요하게 고려한다. 첫째, 주요 종의 핵심 서식지가 어느 지점인지 확인하는 것이며, 둘째, 서식지 간의 이동을 원활하게 하는 요인은 파악하고 그 지점이 어디인지를 찾아내는 것이다(Xiao et al., 2014). 이러한 핵심서식지와 연결성이 높은 지점을 분석하는데 서식지 적합성 모형은 종의 정확한 서식지의 분포 예측을 통한 핵심서식지를 분석하는데 효과적이며, 연결성 분석은 이동 지점을 예측하고 영향을 주는 요인들을 예측하는데 가장 유용한 수단이다. 서식지 적합성 모형은 연구 초기에 주로 전반적인 야생동물 및 서식지 보전계획 수립을 위해 목표종의 기초 생태자료 취득을 목적으로 사용해 왔다. 그러나 생태자료만으로는 목표종의 서식환경 인자를 파악하고 자료를 계량화하는 부분에서 한계가 있었다. 이에 오래전부터 선진국에서는 1970년대 이후 자연환경 관리정책에 생물종의 서식지 적합성 모형에 따른 평가를 이용하여 보전지역 설정 및 복원을 위한 대상지를 선정하여 반영하고 있다(이동근과

송원경, 2009). 서식지 적합성 평가는 환경변수를 이용하여 야생동물의 서식에 적합한 환경조건을 분석하는 것으로 과거에는 GAP(Gap Analysis Program)이나 서식지적합성 지수(Habitat Suitability Indices)와 같은 모형을 이용하였으나 정확도 면에서는 한계가 있다. 최근에는 통계기법을 활용하여 다양한 서식지적합성 모형이 개발되었으며, 자료의 종류(출현/비출현자료, 출현자료)에 따라 적합한 모형을 적용 중이다(서창완 외, 2008). 하지만 국내에는 생물서식공간에 대한 자료가 미흡하거나 서식지에 대한 연구가 부족한 실정이다(권혁수, 2011). 서식지 적합성 모형을 위한 생물서식자료는 많은 모형에서 환경부의 전국자연환경조사 자료를 사용하고 있으나 자료의 공간적 비균질성 때문에 서식지 적합성 모형을 구축하는데 한계를 가지고 있다. 또한, 대부분의 모형은 공간정보의 격자크기에 의존하고 있고 분석 자료는 광역서식지 차원에서 이루어져 있기 때문에 수변지역과 같은 중소서식지나 미소서식지 단위에 물리적 환경변수를 적용하기에는 부적합하다. 수변의 연결성 분석 및 평가 연구는 주로 종적 연결성 복원을 위한 평가(Belisle et al., 2005; David et al., 2009)와 개별서식처와 경관의 구조적 연결성을 중심으로 하거나 기능적 연결성분석으로는 주로 종분포와 확산연구에만 진행되어왔다(Marion et al., 2012; Schurr et al., 2012). 구조적 연결성 분석은 실제 조사되거나 관찰된 자료를 적용하여 결과를 검증하는데 한계를 가지고 있으며, 동물이동성 간의 연관관계를 연구한 실증적 연구가 제한적이었다(한국환경정책평가연구원, 2007). 기능적 분석에 대한 연구는 다양한 종을 동시에 연구하기에는 포획과 추적에 어려움이 있어 대부분의 연구에서 대상종이 1종에 그치는 경우가 많다. 또한, 삶과 노루 등과 같은 중형동물의 지역별 분석에 활용한 개체는 3개체(박종준 외, 2012; 최태영 외, 2012)에서 6개체(김은미 외, 2013)의 수준으로 그 지역의 개체군을 대변하기에는 무리가 있다. 이처럼 수변지역의 연결성 강화를 위한 서식지 분석과 연결성 평가에 관한 연구는 미흡한 상태로 장기적으로는 생태적 구조의 안정화를 위하여 수변 내부에 보호지역을 설정하고 수변생태계와 인접생태계와의 유기적으로 결합할 수 있는 수변의 종적 및 횡적 연결성 복원을 위한 분석 및 평가 방법들이 필요하다.

따라서 본 연구의 목적은 수변 생태계와 육상생태계를 유기적으로 연결하고 단절된 생태계의 연결성 강화를 위해서 핵심서식지를 분석하고 연결성을 평가를 위한 모형을 개발하는 것이다. 이를 위해 첫째, 유역과 수변서식지 분석을 위해 개별 중에 적합한 모형을 개발한다. 둘째, 종적 연결성 평가를 위해 개별종의 종풍부도와 희귀도를 이용하여 핵심서식지(Core habitat)²⁾를 분석한다. 셋째, 횡적 연결성 평가를 위해 삶과 고라니의 경로자료와 경관의 기능적 분석을 이용하여 연결성 모형을 개발한다. 넷째, 종·횡적 연결성 평가를 위해 유역과 수변의 핵심서식지 모형과 연결성 모형을 이용하여 서식지를 평가하고 서식환경을 분석한다. 이를 통해서 지역 전체의 연결성을 확인하고 연결이 취약한 지점 분석을 통해 서식지의 연결성 증진을 위한 수변 생태계 보전 계획수립이 가능하며 보호지역 선정 및 복원 우선순위 결정이 가능할 것이다.

2) 서식 적합도가 높은 지역 또는 멸종위기종이 점유하는 지역의 의미로 널리 쓰이고 있다(환경부, 2011).

2. 연구의 흐름

단절된 수변 코리더의 횡적 및 종적 연결성 복원을 위한 서식지분석 및 평가모형의 틀은 Figure 1과 같다. 첫째, 유역과 수변의 서식지분석을 통해서 개별종에 적합한 핵심서식지를 찾아낸다. 둘째, 서식지평가를 통해서 유역과 수변의 횡적 및 종적으로 단절된 구간을 찾아내고 이동에 영향을 주는 요인을 밝혀내어 수변 서식지 복원 방안을 제시한다.

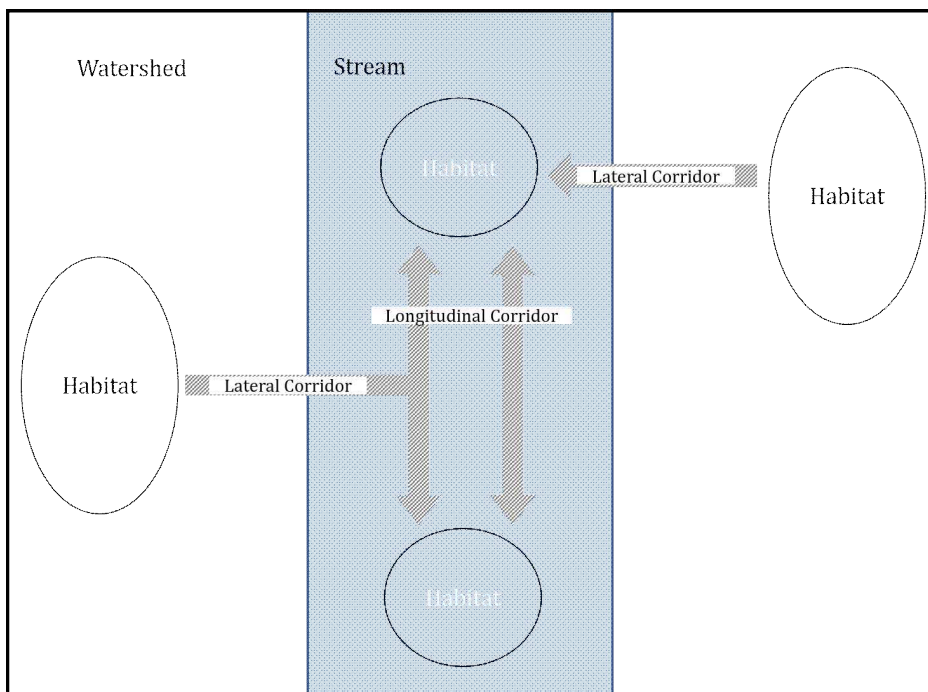


Figure 1. Frame for habitat analysis and evaluation

수변 코리더 연결성 평가모형 개발의 연구는 Figure 2와 같은 흐름을 가진다. 연구 대상지에서 예비조사와 문헌조사에서 확인된 종을 대상으로 서식환경 및 행태생태에 관련한 문헌고찰을 하고 유의미한 공간변수를 하천서식지조사를 통해서 구축한다. 유역서식지 분석을 위해서 전국자연환경조사 자료 2차와 3차 자료를 사용하며, 수변지역은 포유류와 조류는 전체대상지를 양서파충류와 어류는 서식처 유형별로 현장 조사를 실시한다.

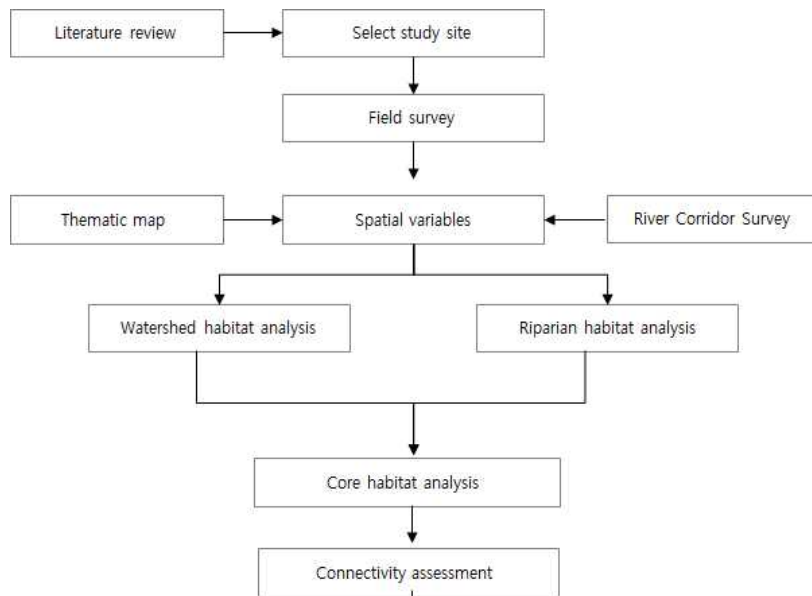


Figure 2. Research flow

서식지 분석은 유역과 수변을 대상으로 조사된 자료와 환경변수와의 관계를 모형을 통해서 살펴보고 개별 중에 적합한 서식지적합성 모형을 통해서 서식지적합성지도를 구축한다. 도출된 개별 종의 분포지도는 합산을 통해서 종풍부도를 만들고 이를 이용하여 유역과 수변의 종의 밀도가 높은 핵심서식지를 만든다. 유역과 수변의 핵심서식지 결과를 이용하여 연결성 평가를 수행한다. 종적 연결성 평가는 수변의 핵심서식지와 우산종인 수달의 서식지적합성지도를 이용한다. 횡적 연결성 평가는 야생동물 이동경로자료를 이용하여 환경변수와의 관계를 모형을 통해서 살펴보고 개별 중에 적합한 이동확률지도를 구축한다. 유역과 수변의 핵심서식지 결과와 이동확률지도를 이용하여 횡적 연결성 평가를 수행한다. 연결성 평가에서는 서식처 등급 평가 기준³⁾에 의해 분류 및 평가하고 환경특성을 분석한다.

3) British Columbia Standard Rating : 서식지적합성모형과 종풍부도 및 서식지의 계층에 따라서 서식처를 평가하고 등급화하는 방법

3. 연구사

3.1 수변 코리더 연결성

코리더 구축을 위해서는 서식지 환경과 야생동물의 행동 패턴에 대한 이해를 바탕으로 한 연결성의 개념이 필요하다(Crooks and Sanjayan, 2006; 권혁수, 2011). 연결성은 다양한 공간스케일에서 단절된 서식지 사이를 이동하는 생물의 능력을 측정하는 것이다(Taylor et al., 1993). Figure 3처럼 연결성은 코리더와 같은 경관의 선형적인 요소 보다 핵심서식지 사이에 식물군과 동물군이 이동할 수 있는 범위를 설명하는 것으로 알려져 있다(Hansson 1995; Taylor et al., 1993; Tischendorf and Fahrig 2000). 코리더는 연결성을 달성시키는 하나의 수단으로 단절된 생태계를 복원하고 유지하며 생물의 이동과 분산을 용이하게 하고 다른 개체군과의 유전적인 교환을 가능하게 해주는 중요한 요소이다.

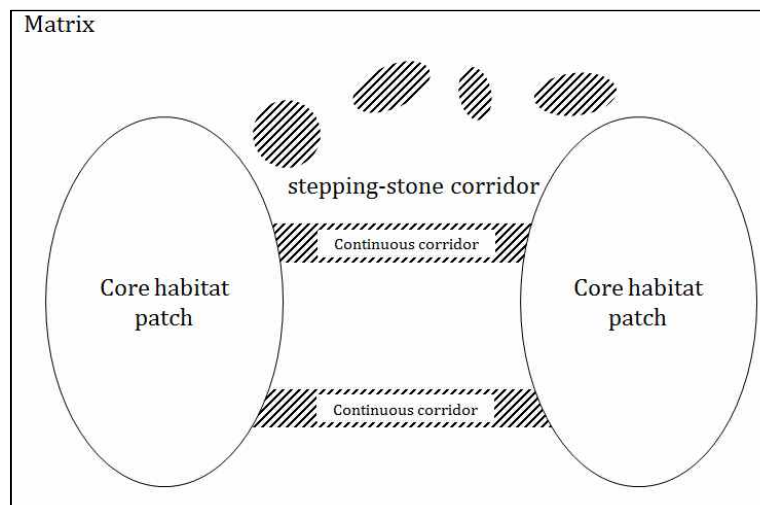


Figure 3. Riparian corridor concept (Hilty et al., 2006)

연결성은 종의 이동과 직접적인 관련성에 따라서 구조적 및 기능적 연결성으로 구분하고 있다. 연결성에 대한 두 가지 관점으로는 첫째, 경관 구조와 크기에 따른 분산습성 같은 구조적 요소 둘째, 실제 단순한 서식지나 경관구조들과 실제 경관내 생명체의 이동을 고려하는 기능적 요소이다.

구조적 연결성은 서식지 코리더 또는 Stepping stone corridor와 같은 경관의 구조적인 요소에 의해서 일반적으로 정량화 되었다. 비록 코리더가 경관사이에서 이동을 향상시키는 경험적 증거는 모호하지만, 이러한 구조적 요소는 생태적 이론에서 광범위하게 받아들이고 있다(Harris, 1984; Noss, 1987; Simberloff and Cox, 1987; Harrison, 1992; Hobbs, 1992; Simberloff et al., 1992; Lindenmayer and Nix, 1993; Beier and Noss, 1998; Peter Vogt et al., 2009). 이에 반해 경관을 통해서 어떻게 종이 움직이는지 평가하는 기능적 연결성은 이런 구조적인 연결성의 모호함을 제거해준다(Vogt, 2012).

연결성의 유사개념으로는 Table 1과 같이 코리더(Corridor), 연계성(Linkage), 경관 투과성(Landscape permeability), 생태네트워크(Ecological network)가 있다. 코리더는 연결성을 향상시키는 수단으로 널리 쓰이고 있으며, 단절된 생태계를 복원하고 유지하기 위한 필수적인 요소로 생물의 이동과 분산을 용이하게 하고 다른 개체군과의 유전적인 교환을 가능하게 해주는 중요한 요소로 설명하고 있다. 연계성은 코리더와 비슷한 의미이지만 여러 종의 광역적 차원의 접근을 말하며, 핵심종의 이동을 촉진과 보전 지역 사이의 연결을 쉽게 하는 것으로 정의하고 있다. 경관의 투과성은 이동을 위한 상대적인 잠재력을 기술하며, 생태네트워크는 최근에는 개별이 아닌 통합적인 관점에서 생물종과 서식처에 대한 보전 차원 및 생태적 가치와 자연자원의 잠재력과 같은 생물다양성 측면으로 정의가 되고 있다(Bennett, 2004; Nowicki, 1996). 또한, 자연·반 자연 요소를 생태적 기능을 복원할 목적의 생물 다양성 보전 수단으로 설명하고 있다.

Table 1. Review of connectivity terminology (Katie Meiklejohn et al., 2010)

Connectivity Science Terminology		
Functional Connectivity	Describes the ease with which individuals can move about within the landscape as a function of the organism's behavioral response to landscape elements and the spatial configuration of the entire landscape.	Kindlemann & Burel, 2008
	The extent to which a species or population can move among landscape elements in a mosaic of habitat types.	Hilty et al., 2006
Structural Connectivity	Describes the physical relationships among habitat patches while ignoring the behavioral response of organisms to landscape structure.	Kadoya, 2009
	Describes the shape, size and location of features in the landscape.	Brooks, 2003
Corridor	Any explicit spatial area designed, protected or managed to maintain connectivity for focal species or critical ecological processes.	Hector et al., 2007
	Any space identifiable by species using it that facilitates the movement of animals or plants over time between two or more patches of otherwise disjunct habitat.	Hilty et al., 2006
	Narrow, continuous strips of habitat that structurally connect two otherwise non-contiguous habitat patches.	Tischendorf & Fahrig, 2000
Linkage	Connective land intended to promote movement of multiple focal species or propagation of ecosystem processes.	Beier et al., 2008
	Large conservation corridors containing significant areas of habitat while also facilitating connectivity between conservation areas.	Hector et al., 2007
Landscape Permeability	Characterizes the relative potential for animal movement between habitat patches at a regional scale.	Singleton et al., 2002
Ecological Network	A set of nodes and links that simulates landscape suitability as perceived by different organisms.	Andersson & Bodin, 2009
	Aim to provide the physical conditions necessary for ecosystems and species to survive in landscapes also exploited by economic activities.	James et al., 2000

수변 코리더는 생물 다양성의 가장 중요한 경관 요소 중 하나이며, 연결성은 생태학적으로 수변의 온전성을 강조하는 데 빈번하게 사용하는 요소이다(Naiman and Bilby, 1998). 수변 코리더는 그늘을 제공하여 수면의 온도 상승을 막고 야생동물에게 휴식과 먹이를 공급하고 생물다양성을 높이는 역할을 한다. 수변 코리더는 Figure 4와 같이 식생의 버퍼에 의해서 보호받는 핵심 수변 구역과 식생지대, 전이지대의 형태로 구성된다.

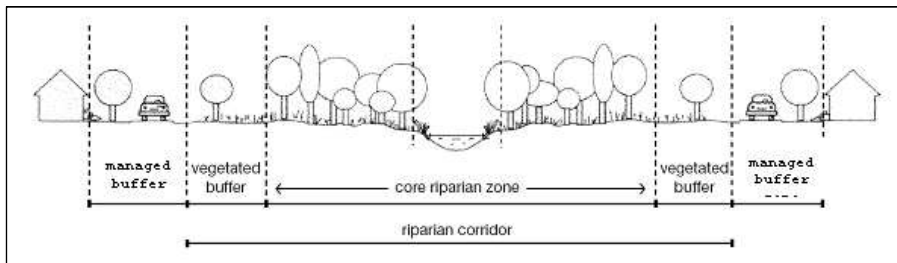


Figure 4. The riparian corridor(NSW, 2010)

수변 코리더를 보전하는 것은 종의 생물 다양성 보전을 위해서 좋은 접근이며, 다른 서식지 형태보다 야생동물에게 많이 이용되며 대형 포유류 및 양서류와충류의 개체군을 유지할 수 있는 중요한 수자원이다(Thomas et al., 1979; Semlitsch and Bodie, 2003). 미국 애리조나에서는 수변 지역에 의존하며 서식하는 야생동물의 전체 종에서 약 60% 정도가 되며 (Ohmart and Anderson, 1986), 네바다주에서는 363개체 중 288개의 육상 종들이 수변지역에 의존하며 살아가고 있다(Thomas et al., 1979). 이처럼 수변 코리더는 모든 척추동물의 생물다양성을 유지하는 데 큰 역할을 하고 있다.

생물다양성 보전과 연결성 향상을 위해서 코리더 지점을 확인하고 선정하는 것은 매우 중요하다(Hilty et al., 2006). 코리더 계획과 조성은 유럽을 중심으로 크게 국제적, 국가적, 지역적 차원에서 연구되어왔다. 유럽의 각국에서는 국제적 차원으로 연결성 강화와 생물다양성 보전을 위해서 국가 및 지역 수준의 생태네트워크 구축을 통한 보다 큰 개념 아래서 연결성 복원 지역을 구체적으로 선정함으로써 종의 이동과 확산을 쉽게 하고 있다. 이와 별개로 네덜란드에서는 국가적인 차원으로 정부가 국토의 20% 매입하여 파편화된 서식처의 연결성 회복을 위해서 생태통로를 이용하여 서식처를 연결하고 있다. 지역적 차원에서는 1991년에 미국 로키산에 서식하는 500개 이상의 척추동물을 대상으로 핵심지역 설정과 서식지의 기능적 연결을 위한 생태적 복원 등의 계획을 세웠으며, GAP 분석과 최소비용거리법을 이용하여 서식 가능성 정도에 따른 예상 이동지역을 지도화하였다. 미국 메릴랜드에서는 핵심 및 연결지역 선정을 위해서 GIS와 전문가 설문조사를 하여 GIA를 개발하여 코리더와 핵심지역 설정을 위한 계획에 적용하였다. 캐나다에서는 늑대를 대상으로 위협요소에 대한 연결성 복원 계획 수립을 하였다. 일본의 요코하마시의 잠자리를 위한 연못의 네트워크화 계획에서는 도시 내의 초등학교와 공원녹지 등에 잠자리 연못을 만들어 이들의 네트워크 연결을 진행하는 계획이 있었다.

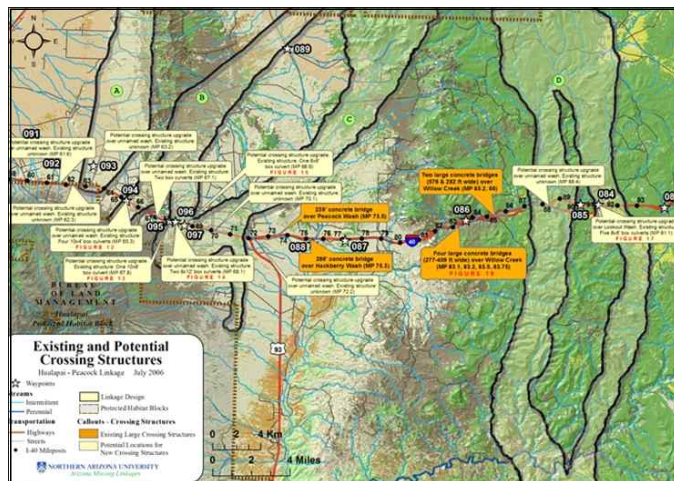


Figure 5. Arizona Missing Linkages Assessment (The Arizona Wildlife Linkages Workgroup, 2006)

Figure 5는 미국 애리조나주에서 서식지 연결을 위해서 Focal Species를 대상으로 서식지 적합성 모형을 이용해서 잠재적인 핵심서식지를 확인하고 경관의 구조적 분석을 통해서 보호 및 연결지점을 제시한 사례이다.

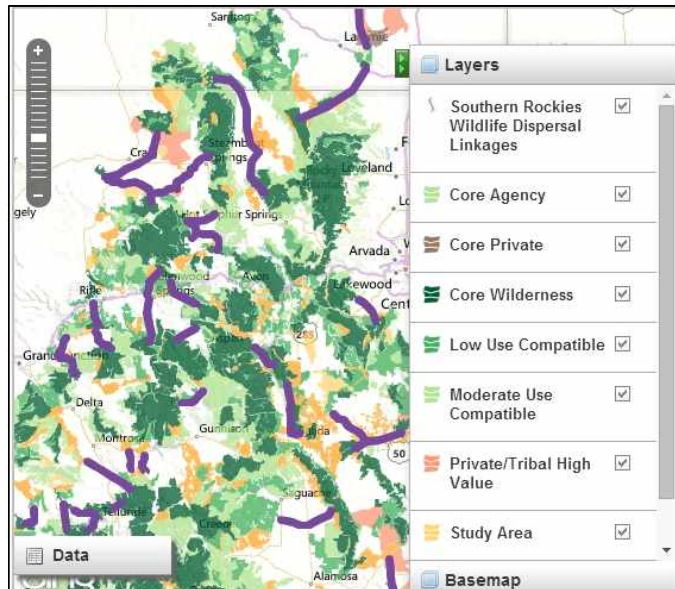


Figure 6. Southern Rockies Wildlands Network Vision
([http://Southern Rockies Wildlands Network Vision](http://SouthernRockiesWildlandsNetworkVision))

Figure 6은 2003년에는 미국 로키 산맥에 늑대의 이동로 및 서식지, 곰의 핵심서식지, 유역의 댐 밀집도, 인간의 상대적인 영향 등 다양한 요인들을 이용하여 야생동물의 네트워크의 현황을 구축하여 웹 사이트를 통해 제공하고 있다.

Tomoko Doko(2007)는 우산종인 Asiatic black bear를 대상으로 서식지 적합성 모형을 이용해서 핵심 서식지와 코리더를 평가하였다. Stevenson(2013)은 회색다람쥐를 대상으로 GPS 발신기로부터 얻은 현지조사 자료와 최소경로비용분석을 이용하여 종의 이동방향에 대한 연구하였으며, 수달 로드킬 지점의 공간정보를 GIS 분석을 이용하여 로드킬 잠재지역을 도출하여 연결성 향상을 위한 이동통로 위치선정 제안하였다. Saskia and Peter (2011)은 담수 거북류 3종을 대상으로 로드킬에 대한 거북류의 공간적인 분산과 도로 그리고 주변의 경관특성을 고려하여 중요지점을 분석하였다.

우리나라의 코리더 조성 및 구축계획 결과 한반도 생태 축(환경부, 2002)과 한반도 생태네트워크(환경부, 2011)가 수립되었다. 전성우(2008)는 동북아 지역을 대상으로 위성영상을 이용하여 서식처 지도를 작성하고 코리더를 설정하였다. 아직 대부분의 연구가 주로 단절된 산림이나 도로의 연결성을 확보하기 위한 수단으로 계획해왔으며 국토의 산림, 하천 등의 중요 자연생태계와 연계한 실천적인 연결성 방안에는 미흡한 실정이다.

3.2 서식지 분석 및 평가

1) 서식지 적합성 모형

핵심서식지 및 코리더를 분석하기 위해서는 서식지 적합성 모형을 이용하여 공간적으로 명확한 종의 분포 정보가 필요하다. 분포 정보를 통해서 핵심서식지를 확인할 수 있으며, 이를 통해서 연결성 복원 계획을 할 수 있다. 종 분포와 그들의 서식환경을 정량화하는 것은 생태학분야에서 오랜 역사를 가지고 있다. 야생동물의 출현, 이동 및 번식환경을 파악하기 위해서는 그들의 행동생태에 대한 이해가 선행되어야 한다. 멸종 위기종을 보전하고 효율적인 관리를 위해서는 종의 출현을 예측하는 것은 기본적인 생태적 요구사항이다. 종분포 모형은 서식지를 예측하고 영향 요인들을 밝혀내는데 광범위하게 이용하고 있다(Rushton et al., 2004). 종분포 모형은 환경적 변수를 적용할 때 종의 잠재적인 지리적인 분포를 예측할 수 있으며, 예측지도와 종분포 공간 예측 등 다양한 단어로 표현하고 있다(Franklin, 2009).

종분포 모형은 생태적 지위 모형과 서식지 적합성 모형으로 구분할 수 있다. 생태적 지위모형은 통계적 모형(Statistical model)과 기계학습 모형(Machine learning model)으로 나눌 수 있다. 통계적 모형은 경험모형(empirical habitat model)과 전문가지식(expert knowledge)기반으로 구분할 수 있다. 경험모형은 조사한 자료(출현/비출현, 출현/미확인, 개체 수, 번식률 등)와 관련된 물리적 서식환경 및 인위적 교란요인을 통계적 기법에 의해 개발한다. 통계모형은 1980년 후반부터 1990년대 초반까지 GLM(Generalized Linear Models), GAM(Generalized Additive Models)이 사용되었으며, 최근까지 MARS(Multivariate Adaptive Regression Spline)가 사용되었다(Franklin, 2009; 권혁수, 2011). 전문가지식모형은 대표적으로는 HSI(Habitat Suitability Indices)가 있다. 적합도 지수와 변수의 선택에 있어 전문가의 지식을 이용하는 것으로 대상지나 목표종에 대한 자료가 불충분할 때 유용하게 쓰일 수 있다. 대다수의 생태적 모델링은 자료들이 종종 선형 모형의 가정을 위배하므로 선형모형의 확장 형태인 일반선형 모형인 GLM을 활용한

다(권혁수, 2011). GLM은 출현 및 비출현 데이터를 가지고 종의 분포를 예측하는 가장 흔한 방법이다. GLM은 기본적으로 3가지 특징을 가지고 있다. 첫째, 독립변수와 종속변수와의 관계를 효과적으로 예측한다. 둘째, 종속변수의 Y는 설명변수들의 수준에 따라 다양하게 나타나게 되는 체계적 성분(Systematic component)이다. 셋째, 연결함수로서 항등함수(Identity), 로그(Log)함수 등을 포함한 다양한 연결함수의 적용이 가능한 연결함수(Link function)의 특징을 가지고 있다. GLM에서 대표적으로 가장 빈번하게 사용되는 것은 로지스틱 회귀모형이다(Stephen, 2004; Franklin, 2009). 로지스틱 회귀모형은 선형예측과 반응변수와 독립변수와의 관계를 효과적으로 예측하고 목표종의 자료를 출현/비출현으로 2진으로 표현할 수 있는 3가지 특징을 가지고 있다. 또한, 출현/비출현 자료를 쉽게 구축할 수 있는 장점과 연속형과 범주형 자료를 다 포함 시킬 수 있으며, 자료의 통계적인 가정이 덜 제약적이고 출현 및 비출현자료를 데이터를 이용할 수 있는 장점을 가지고 있다(서창완과 박종화, 2000; 송원경, 2010). 로지스틱 회귀모형을 이용한 종분포모형 연구는 무척추동물(Manel et al., , 2000), 포유류(Schadt et al., 2002), 조류(Jeganathan et al., 2004) 등의 다양한 종의 서식지를 예측하는 연구가 있다.

설명변수들이 이산형과 연속형으로 되어 있는 경우, 그리고 설명변수 중 비선형인 설명변수가 존재하는 경우 널리 사용될 수 있는 판별분석모형으로 GAM분석을 실시하기도 한다. GAM은 로지스틱판별모형이 갖는 장점과 함께 종속변수에 대한 설명변수들의 비선형적인 관계까지도 설명할 수 있지만, 로지스틱판별분석과 마찬가지로 설명변수의 수가 많을 경우 실제 모형에 유의한 변수를 선택해야 하는 문제를 해결하지 못할 경우 과대적합(Overfitting)의 문제가 발생할 수 있다(기승도와 강기훈, 2010). GAM이 실질적으로 예측력을 향상하지 않는 한, 오히려 일반화선형모형(Generalized linear model, 또는 GLM)과 같은 다른 모형들이 GAM보다 나을 수 있다.

기계학습 모형은 의사결정나무(Decision tree), 인공신경망(Artificial Neural Network), 유전학적 알고리즘(Genetic algorithm), 최대엔트로피(Maximum entropy) 등이 있다. 기계학습식 모형은 높은 분류정확도에도 불구하고 출현/비출현 자료의 활용 한계, 결과에 대한 설명이 어려운 단점이 있다고 제기되었으나(서창완 등, 2008), 최근 연구에 따르면 Maxent 모형은 출현자료만을 가지고 비선형적인 야생동물의 잠재서식지 예측에 높은 정확도를 나타냈다(Baldwin, 2009). Maxent 모형은 생물종의 출현정보만을 가지고 최대 엔트로피 접근법을 통해 생물종의 분포를 예측하는 기계학습 모형이다. Maxent 모형은 범주형 및 연속형 자료를 입력변수로 받을 수 있으며, 해석이 쉽고, 적은 데이터로 예측이 가능한 장점을 가지고 있다. 반면, 해석을 위한 통계량의 부족과 적절한 임계치 값을 선택해야 하는 단점이 있다. Maxent를 이용한 연구로는 도마뱀 서식지(Pearson, 2007), 미국 흑곰 서식지(Baldwin, 2008), 아시안 로리스(Thorn, 2009)를 대상으로 보전 우선순위 계획 사례가 있다.

우리나라의 서식지 관련 연구는 자료수집의 어려움 때문에 통상적으로 중첩분석(박종화, 1998), 다기준평가(Multi-Criteria Evaluation)와 퍼지이론을 통합한 서식지 모형(최태영, 2004) 등을 이용하였으며, 최근 ANN 등을 이용한 설악산 산양 서식지 적합성 모형 연구(서창완 외, 2008)와 Maxent를 이용한 히어리 서식지 분포 연구(권혁수, 2011) 등이 있다. 중첩분석이나 HSI 그리고 퍼지이론을 이용한 서식지 분석의 경우 모형개발자의 주관적인 요소가 개입될 여지가 있어 객관적인 평가에 어려움이 있다. 이에 비해 통계모형을 적용하는 다양한 회귀분석은 더욱 객관적인 평가를 받을 수 있다(서창완, 2008). 다만 우리나라의 야생동물 조사 수집방법에 있어 정확한 분포 및 자료수집의 어려움 때문에 출현/비출현 기반의 서식지 적합성 모형을 활용하는데 한계가 있다. 실제 비출현 자료의 수집한계로 인해 임의의 비출현자료를 생성하여 이용하는데, 실제 자료를 정확하게 대표할 수 없으므로 최적화된 모형을 적용하는 것이 바람직하다.

2) 서식지 평가

생물다양성 지수는 생태계와 종의 환경적 변화에 대한 서식지 관리, 보호 지역 계획, 복원과 관련하여 활발하게 활용되고 있다(Franlikn, 2009). 핵심 지역선정은 일반적으로 큰 규모의 지역을 평가하는데 가장 보편적으로 그 생태계가 지니는 생물종 또는 서식처 지수로 다양성, 자연성, 희귀성, 면적 등을 평가 항목으로 하는 방식이 있다. 생태계 보전가치평가에서는 Helliwell(1969)은 다양성, 희귀성, 면적을, Ractliffe(1971)는 다양성, 자연성, 희귀성, 면적을, Tubbs and Blackwood(1971)는 다양성, 희귀성, 잠재적 가치를, Tans(1974)는 다양성, 자연성, 면적을, Wright(1997)는 다양성, 자연성, 희귀성, 잠재적 가치, 대표성 등을 각각 제시하였다. 또한 Ogle(1981)은 뉴질랜드 360개 산림을 대상으로 보전우선순위를 선정하기 위해 대표성, 면적, 고립도, 서식지 다양도, 서식지변화, 고유종수, 고유종 희귀도, 기타 동식물상 희귀도를 지역 특성에 맞게 적용하였다. Spellerberg(1992)는 희귀성, 풍부성, 자연성, 전형성을 Lombard(1999)와 Sarkar(2002)는 종 풍부도, 희귀도, 다양도를 Beazley(2005)는 희귀도, 대표성을 제시하였다. 수변에 대한 평가는 유럽의 Water Framework Directive에서 개발됐으며, 그 지침서를 기반으로 수변의 생태학적인 상황에 대하여 수문학적인 평가를 해왔다. 스페인에서 Munne(1998)은 수변에 대한 생태학적 질을 평가하기 위해서 BQR(Biological Quality of the Riparian) 지수를 제안하였으며, 이러한 지수는 Platts(1987)와 Winward(2000)에 의해서 사용되었다. 이 지수는 식생의 피복 면적을 가지고 육상생태계와의 연결성을 평가하는 게 특징적이다. 미국은 1980년에 개발한 Rapid Bioassessment Protocol은 하천에서 생물서식처로서의 물리적 구조와 수질, 수생생물 서식현황을 평가하는 것을 목적으로 하며, 하천의 물리적인 구조에 의한 생물서식처 평가와 부착 조류, 저서생물, 어류평가 등 4가지로 구성하였다.

국내에서는 전성우(2002)가 생태자연도, 임상도, 녹지자연도, 산림녹지율로, 김찬석(2003)은 자연성, 녹지자연도, 토지이용(산림, 하천/저수지), 다양성, 희귀성, 허약성, 연결성으로, 김정호(2005)는 자연성(하천구조), 잠재성

(불투수 포장비율, 식생피도), 다양성(식생), 자연성, 희귀성(식생), 안정성, 잠재성으로, 권혁수(2011)는 다양도, 풍부도, 희귀도, 대표성, 연결성으로 제시하였다. 수변 서식처 평가는 수생태계 건강성 평가와 전국하천자연도조사로 나누어지며, 평가는 목적에 따라서 하천자연도평가, 하천환경성평가, 하천경관평가로 나누어 시행되고 있다. 조용현(1997)은 하천자연도평가에서 하천의 생태학적 복원에 직접 활용할 수 있는 하천의 물리적 구조의 질을 파악하여 하천 관리 방침을 결정하고 복원의 수단을 결정하는 것을 평가의 목적으로 하여 하천저수로, 인공구조물, 하천식생, 인접토지이용, 야생동물을 선정하여 자연성의 저감 정도에 따라 점수를 부여하였다. 김동찬(2000)은 도시하천의 자연형 하천복원을 위해 종단면, 횡단면, 하상구조, 수 환경을 평가하였다. 이처럼 생물다양성 평가사례는 대부분의 산림 녹지를 중심으로 적용하는 것으로 확인할 수 있었다. 수변에 대한 서식처 평가는 주로 하천형상에 따른 물리적인 평가요소들로 제시되어 있으며, 종합적인 야생동물의 서식과 연결성에 대한 평가를 적용하는데 아직 미흡한 부분이 있다.

종을 기준으로 생물 다양성을 보전하기 위해 중요지점을 확인하는 대다수 방법은 Table 2처럼 적용해왔다. 생물 다양성이 높은 지역을 확인하기 위해 주로 전체 종의 수, 즉 종풍부도나 멸종위기종의 존재유무에 집중해왔다 (Smith and Theberge 1986; Myers et al., 2000). 그러나 수변에서 기본 종분포와 멸종의 상태를 나타내는 하나의 지수를 적용할 때는 부족한 부분이 있다(Abell et al., 2002; Darwall and Vie, 2005).

Table 2. Site selection criteria and frequency of use in 13 site prioritiation schemes. ⁴⁾ (Darwall and Vie, 2005)

Selection criterion	Number of schemes
Species endemism	11
Species richness	9
Species threatened status	9
Rare, outstanding, representative habitat types	7
Rare species	5
Species biodisparity	4
Biomess restricted species assemblages	3

(1) 종풍부도

종풍부도는 생물다양성을 측정하는데 가장 광범위하게 사용되는 지수이다. 자연에 대한 인위적인 교란은 생물다양성과 종풍부도에 영향을 미치는 가장 중요한 요소 중 하나로 여겨 왔으며, 서식처 인자 중 서식처 단편화에 대한 영향을 측정하는데 오랫동안 사용해왔다(Dunstan and Fox 1996; Davis et al., 2001). 종풍부도는 야생동물의 핵심서식지 확인을 위한 중요 지수 중 하나이다. 콜로라도 주에서 출현기록이 있는 103개의 척추동물의 종풍부도 지수를 이용하여 상위 10%에 해당하는 격자를 핵심서식지로 구분한다(환경부, 2011). Ward(1999)는 수변 지역의 어류와 양서류충류의 종풍부도를 이용해서 연결성 평가를 수행하였으며, Deiller(2001)는 제방과 댐과

4) The schemes assessed were: BirdLife International's Important Bird Areas; BirdLife International's Endemic Bird Areas; Centres of Plant Diversity; PlantLife's European Important Plant Areas; Ramsar Wetlands of International Importance; WWF-US Global 200 Ecoregions; WWF-US Freshwater Ecoregions; Conservation International's Terrestrial Biodiversity Hotspots; Conservation International's Coral Reef Biodiversity Hotspots; The Nature Conservancy's Critical Watersheds; UNEP-WCMC's Priority sites for Freshwater Conservation; The European Special Areas Of Conservation and; the OSPAR Convention criteria for selection of species and habitats for protection (Darwall and Vié, 2005)

같은 물리적인 영향에 대한 식생의 종풍부도에 대한 변화를 통해서 연결성 평가를 하였다. 종풍부도를 측정하기 위해서 개별 종을 모형화 하여 합산하거나 Shanon index나 Simpsons index를 적용하여 나타내기도 한다. 모형의 합산을 통한 방법은 종풍부도에 영향을 미치는 요인을 밝혀낼 수 있는 장점이 있다. Figure 7처럼 Ecoregions, Biomess, Carbon, Endemism, Global 200, Richness, Freshwater rarity 등의 전 지구적인 규모의 생물다양성 정보를 웹사이트를 통해서 제공하고 있다.

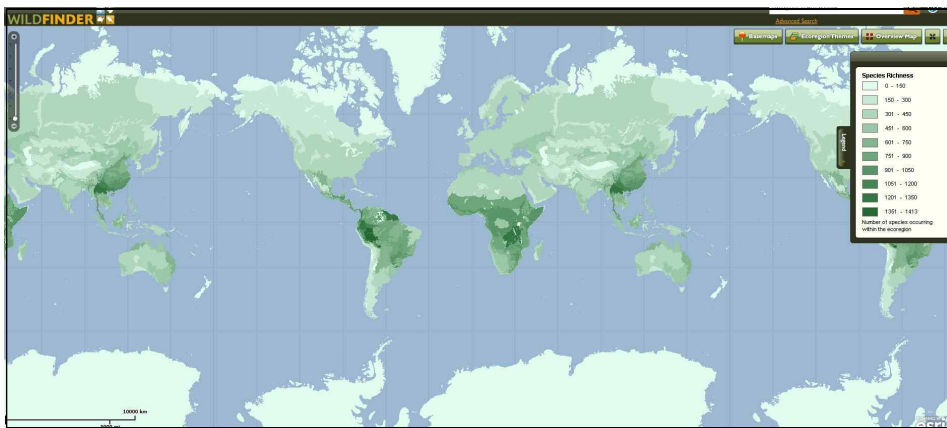


Figure 7. Wildfinder (<http://www.worldwildlife.org/science/wildfinder/>)

(2) 희귀도

희귀성에 관련된 공간 분포 연구는 RWRI(Rarity-Weighted Richness Index)를 평가하는 연구가 대부분이다(권혁수, 2011). 이는 단위 지역에서 나타나는 전체 종 중 특정 종의 비율을 나타내며, 대상 지역에서의 생물다양성의 상대적인 중요도를 측정하는 단순지표로서 특정종이나 희귀도가 높은 지역 평가를 쉽게 하는 인자로 활용되고 있다. 지수 적용을 통해서 생물다양성의 중요지점(hotspots)을 확인할 수 있는데, Lawrence(1998)는 유역 단위에서 멸종위기에 처한 민물고기와 홍합종에 대한 보전을 위해서 RWRI를 적용하였다. Stein(2000)과 Parisi(2003)은 미국의 주 단위에서 멸종위기종에 대한 생물다양성 패턴을 분석하는데 적용하였으며, Chaplin(2000)은 미국에서 생물다양성의 중요지점을 찾기 위해서 적용하였다. RWRI의 장점은 조자지점에서 발견한 희귀한 종에 가중치를 줄 수 있으며, 지역의 희귀성을 고려해서 전반적인 종풍부도를 시각화시켜주는 특징이 있다. RWRI식은 다음과 같다.

$$RWRI = \sum_{s=1}^{S_i} 1/N_s$$

S_i 는 종이 발견된 면적안에 종수, N_s 는 출현종이 차지하고 있는 면적(폴리곤)수, s 는 출현 종의 수를 의미한다. 아래 Figure 8은 종의 출현지점의 면적에 대한 종의 개체수를 나타내는 개념이다.

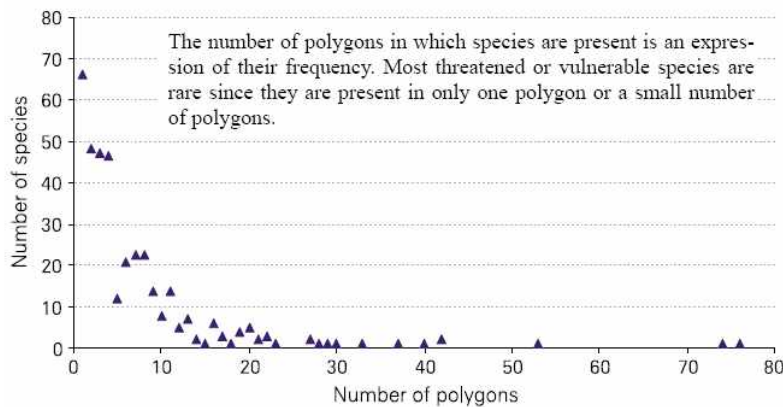


Figure 8. RWRI (Tardif, 2005)

(3) 연결성 분석

연결성 분석은 종의 직접적인 관련성에 의해서 구조적 분석과 기능적 분석으로 나뉘어진다. 구조적 분석은 종의 분포와 토지피복을 토대로 동물이 동행의 저항 값(resistance value)과 기하학적인 거리를 이용하여 이동 경로를 예측하는 것이다. Hctor(2003)는 미국 플로리다에서 최소거리 비용을 이용하여 흑곰의 잠재적 이동통로 지점을 예측하였다(Figure 9). Singleton(2002)은 회색늑대와 스라소니, 흑곰, 울버린을 대상으로 거리가중과 최소비용으로 코리더를 평가하였다.

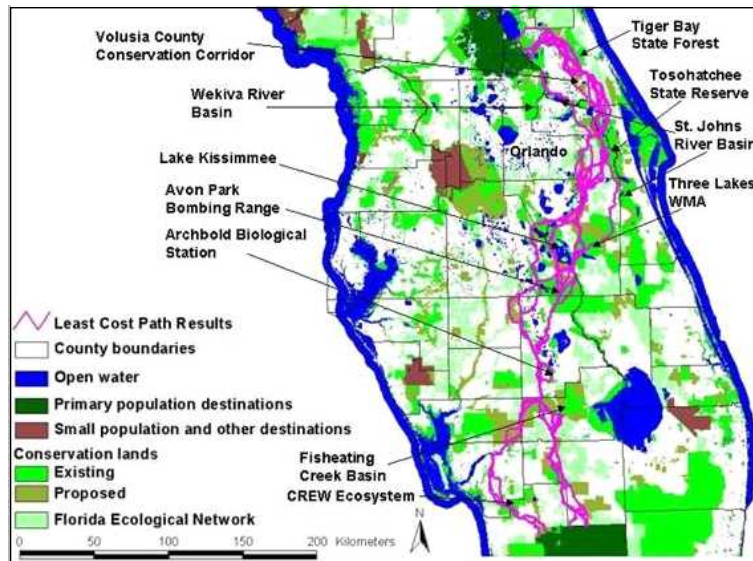


Figure 9. Potential Florida black bear corridors (Hctor, 2003)

우리나라에서는 송원경(2011)이 삶의 서식지 모형과 경관투과성을 분석을 통해서 연결성을 분석하고 코리더를 선정하였다.

그러나 이러한 방법에서 사용하는 저항 값은 동물 종이나 서식 환경에 따라서 달라지기 때문에 일반화시키는 것은 매우 어렵다(Meffe et al., 1994; Adriaensen et al., 2003; Nikolakaki, 2004; Drielsma et al., 2007; 송원경, 2010). 또한, 실제 조사되거나 관찰된 자료를 적용하기보다는 실제 이동과는 다른 불완전한 모델이어서 검증하는데 한계를 가지고 있다(권혁수,

2011). 기능적 연결성 분석은 종의 실제 이동자료를 이용하여 경관 요소 및 패턴에 대한 종들의 반응을 분석하는 것이다. 그러나 기능적인 연결성 분석은 매우 많은 현장 데이터를 요구하고 어려운 작업으로 평가된다(Belisle et al., 2001; Brooks, 2003; 송원경, 2010). 이는 동물이동에 대한 연구는 포획과 추적에 어려움과 주요 종을 이용하여 조사 및 분석하지만, 대부분의 연구가 그 지역의 개체군을 대변하는데 한계를 가지고 있다. 최근에는 기능적 분석을 위해서 눈 위의 발자국 조사를 활용하는 것이 매우 효율적이며 폭넓게 이용되고 있다(Singleton and Lehmkuhl, 2000; Helldin, 2003; Huijser et al., 2005).

3.3 소결

선행연구를 통해서 수변 코리더 연결성 개념과 중요성을 살펴보고 연결성 복원을 위한 서식지 분석과 평가를 수행하는 선행 연구들을 확인하였다.

코리더 계획과 조성은 주로 국제적, 국가적, 도시, 지역 차원으로 진행되고 있었으나 수변의 종·횡적 연결성 연구는 미흡한 실정이다. 서식지 분석을 위한 서식지 적합성 모형의 선행연구에서는 야생동물 자료의 출현 및 비출현 형태와 선형과 비선형이 자료특성에 따라서 적용하는 모형이 달랐다. 이에 실제 자료를 정확하게 대표할 수 있는 최적화된 모형 적용하는 것이 바람직하다.

이에 본 연구에서는 다른 변수의 효과를 조절할 수 있고 특정변수의 실제적인 효과를 측정하는데 유용한 로지스틱회귀분석을 이용하여 수변 지역에서 야생동물의 서식과 이동에 영향을 주는 요인에 대하여 수변 코리더 연결성 평가모형을 개발하여 정량적으로 서식지를 분석하고 연결성을 평가한다. 서식지 평가는 주로 산림 녹지를 중심으로 연구가 진행됐으며 연결성 분석에서는 주로 경관의 구조적 분석과 일부 종에만 한정되어 있어 검증하는데 한계를 가지고 있었다. 국내에서는 수변에 대한 서식처 평가는 복원을 위한 자연성 위주로 진행됐으며, 주요 생물상을 포함한 종·횡적 코리더를 정량적으로 평가하는 분석 및 평가 방법은 미흡한 실정이다. 생물다양성 보전과 서식지의 단편화에 대한 부정적인 효과를 감소시키고 수변 지역의 서식환경을 대표할 수 있는 환경변수를 이용하여 생태적인 특성을 가장 잘 반영할 수 있는 구조적이고 기능적인 서식지 분석 및 평가 방법이 필요한 것으로 판단된다.

이에 따라 본 연구에서 개발한 수변 코리더 연결성 평가모형을 이용한 서식지 분석과 연결성평가는 다음과 같은 차별성을 가지고 있다. 첫째, 국내에서는 처음으로 수변에 대하여 현장조사를 통해서 하천코리더지도를 구축하고 개별 종에 유의미한 공간정보를 수집하여 유역과 수변의 가장 적합한 서

식지 분석을 통해서 개별 종의 서식에 영향을 미치는 요인을 정량적으로 제시한다. 둘째, 경관의 기능적 분석결과와 유역과 수변의 서식지 분석 자료를 이용하여 수변의 종·형적 연결성 평가를 수행하여, 단절된 구간을 찾아내고 물리적인 구조에 의한 실제적인 영향을 측정하는 방법을 제시한다. 이를 통해서 지속가능한 생물서식공간으로서의 하천관리와 서식지 보전을 정량적이고 객관적인 방법을 제시해 줄 것으로 판단된다.

II. 연구의 범위와 방법

1. 공간적 범위

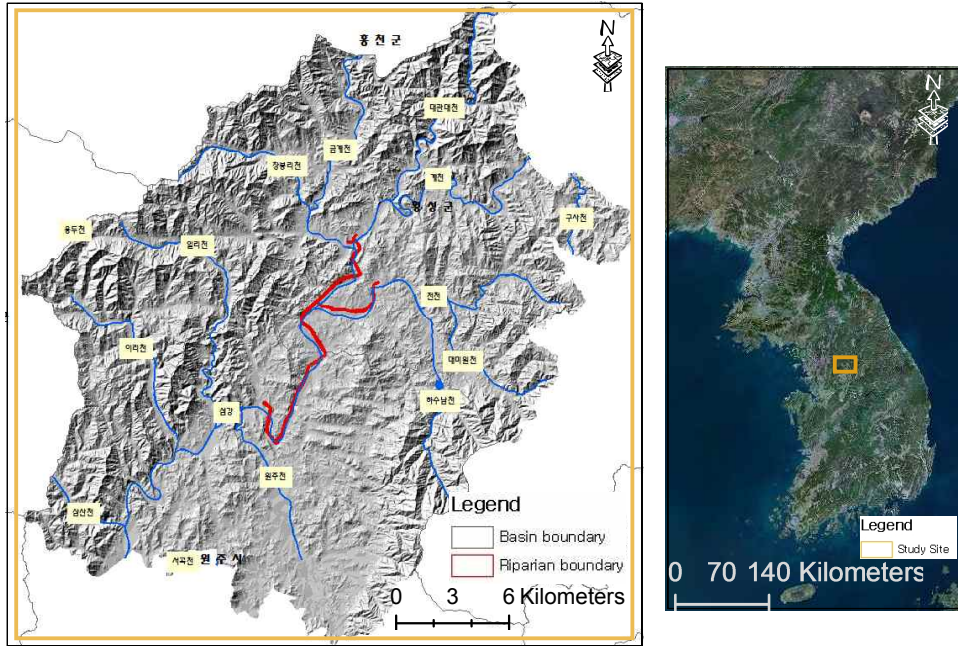


Figure 10. Study site

연구대상지인 섬강은 Figure 10과 같이 원주시와 횡성군의 중요한 용수원일 뿐만 아니라 남한강과 합류되어 수도권인 용수 공급원인 한강의 수질에 영향을 미치는 남한강의 1차 지천 중 가장 큰 하천이다. 한반도의 중요 생태축인 백두대간인 태백산맥과 치악산에 인접해 있으며 섬강을 포함한 횡성 일대에서는 환경부 지정 멸종위기종 I급 수달(*Lutra lutra*)과 II급 삥(*Felis bengalensis euphilura*)을 포함한 총 14종의 포유류가 서식이 확인되었으며(환경부 2010), 멸종위기 II급 단양쭉부쟁이(*Aster altaicus* var. *uchiyamae*)의 집단 군락지와 멸종위기 II급 흰목물떼새(*Charadrius placidus*)와 표범장지뱀(*Eremias argus*)과 같은 보호종이 발견되었다(섬강기본계획, 2010). 특히 금강과 섬강 등 극히 일부 지역에만 서식하는 멸종위기 II급 꾸구리(*Gobiobotia macrocephala*)의 대표적인 서식 및 산란장소이다(고명훈 외, 2012). 그러나 최근 4대강 살리기 공사에 인해 수달을 비롯한 많은 멸종위

기종의 서식처가 파괴되었고 공사과정에서는 섬강의 단양썩부쟁이 군락지가 훼손된 것으로 드러났다. 환경부는 섬강을 한반도생태네트워크의 핵심 수생태축으로 보전 계획을 수립하였지만, 원주 강릉 복선 전철 계획(복선전철 및 평창 KTX 계획)과 청정녹색산업단지 등과 같은 주변의 개발 사업에 인해 생태계가 지속적으로 위협받고 있다.

이에 본 연구는 생물다양성이 높고 멸종위기종의 주요서식처이나 4대강 공사와 개발로 인해 지속적으로 서식처가 위협받고 있는 섬강을 대상으로 수변 코리더 연결성 평가모형을 개발하여 종·형적 연결성 평가를 위한 대상으로 선정하였다. 연구대상지의 범위는 섬강유역을 대표할 수 있게, 수변과 인접지역 토지의 다양한 피복 형태, 제방형태와 수변공간을 고려해서 황성군과 원주시 일대의 섬강과 그 지류인 전천을 대상으로 약 27km의 수변공간을 연구대상 지역으로 설정한다. 삶과 고라니의 핵심서식지 분석을 위해서 섬강유역을 포함하였으며, 형적 연결성 분석 및 평가를 위해서 수변의 제방을 기준으로 좌·우측 주변의 250m 구간을 포함하는 것으로 한정한다.

본 연구에서는 예비조사와 문헌조사에서 환경영향 변화에 취약한 종을 대상으로 수변 서식지에서의 생태적 특성과 로드킬 취약성 그리고 생태통로 이용특성을 고려하여 평가모형을 이용한 핵심서식지분석과 연결성 분석을 위해서 개별 종은 삶, 고라니, 수달을 대상으로 하고 생물군집은 조류, 양서류, 어류 전체 종을 대상으로 한다. 이들은 우리나라 수변지역에 서식하는 대표적인 종으로 수변 생태계와 서식지의 건강성을 대표하므로 각 종의 생태적 특성에 따른 수변서식지 보전전략, 로드킬 저감 방안 그리고 생태통로 설치 및 수변 서식지 보호전략이 필요하다.

2. 자료의 구축

1) 자료수집 및 현지조사

서식지의 조사방법은 다양하게 존재하지만 그 중 선조사법에 의한 서식흔적조사방법이 가장 많이 이용되고 있다(환경부, 1996; 국립공원관리공단, 2003; 국립환경과학원, 2007; 권혁수, 2011). 하지만 선조사법은 추정되는 지점에 찾아가서 조사를 하기 때문에 전문가들의 편견 많이 들어가 공간적인 임의성(Spatial randomness)을 충족시키지 못한다(권혁수, 2011). 또한, 서식지모형에 많이 활용되는 환경부의 전국자연환경조사 자료는 공간적 비균질성과 밀도차이가 난다. 이러한 단점을 보완하고 분석에 적합한 자료를 수집하기 위해서 Figure 11처럼 수변지역은 전체지역과 표본조사를 병행하여 현지조사를 수행하였으며, 연결성분석을 위해서 겨울철 제방 위 눈 위 발자국 조사를 강설 후 발자국 조사를 Figure 12처럼 실시하였다.

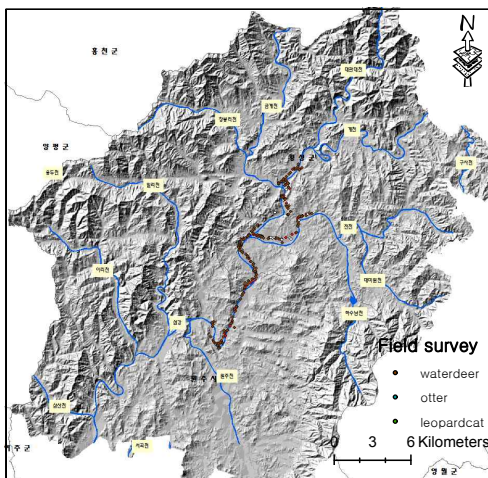


Figure 11. Field survey

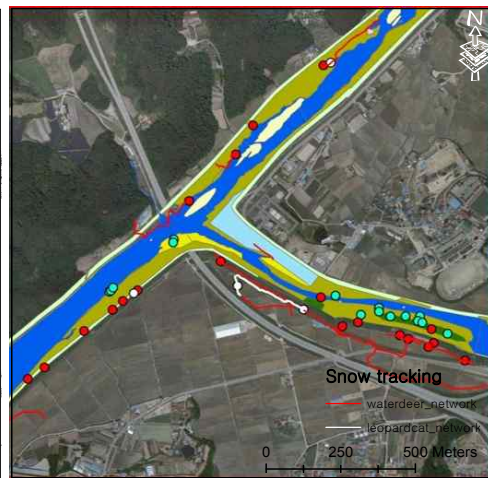


Figure 12. Snow tracking

강설 후의 눈 위의 발자국 조사는 야생동물의 이동에 관한 조사에 매우 효율적인 방법으로 폭넓게 이용되고 있다(Singleton and Lehmkuhl, 2000; Helldin, 2003; Huijser et al., 2005; 최태영, 2006). 제방이 아닌 배수로를 이용해서 이동하는 야생동물의 흔적을 찾기 위해서 수로에 무인카메라 다섯

대를 번갈아 가면서 설치하여 2012년 4월~2013년 5월까지 모니터링 하였다. 조사구간은 제방의 양안을 포함해서 54.5km의 구간에서 실시하였으며, 조사기간은 2012년 1월부터~2014년 2월까지이다. 분류군 별 조사된 종의 목록은 부록에 첨부하였다.

Figure 13은 연구대상지인 섬강유역의 제2차 전국 자연환경조사(National Ecosystem Survey: NES) 자료와 제3차 자료의 현황을 보여주고 있다. 3차 자료는 2차 자료의 단점인 자료의 비균질성을 해소하고 모든 격자에 대한 생물 종 자료의 위치 자료를 수집하여 밀도를 높인 특징을 가지고 있으며, 전국을 일정한 크기의 격자로 구분한 후 생물상을 조사한다는 점이다. 동시에 GPS(Global Positioning System)를 이용하여 출현한 생물들의 위치를 표기한다.

Table 3. Comparison of National Ecosystem Survey

	The 2 nd National Ecosystem Survey	The 3 rd National Ecosystem Survey
Survey period	1997 ~ 2005	2006~2010
Survey budget	146 million	244 million
Survey method	Ecological zone	Grid unit (1:25,000)
Survey personnel	400/year	600/year
Survey time	Four season	Four season
Sample	Obtain a sample	Obtain a sample
Application	Ecological mapping	Update ecological map

Source : Ministry of Environment The 3rd National Ecosystem Survey (www.me.go.kr)

섬강유역의 제2차와 제 3차 자연환경조사자료는 Figure 13과 같이 해당 유역의 북쪽과 남동쪽 중심으로 자료가 주로 분포되어 있으며, 제 3차 자료는 북쪽에 주로 자료가 분포되어 있다. 섬강 유역인근에는 조사 종의 밀도가 낮고 출현종이 기록이 적어 자료의 비균질성 해소를 위해 분석에서는 2차와 3차를 같이 사용하여 유역서식지를 분석하였다.

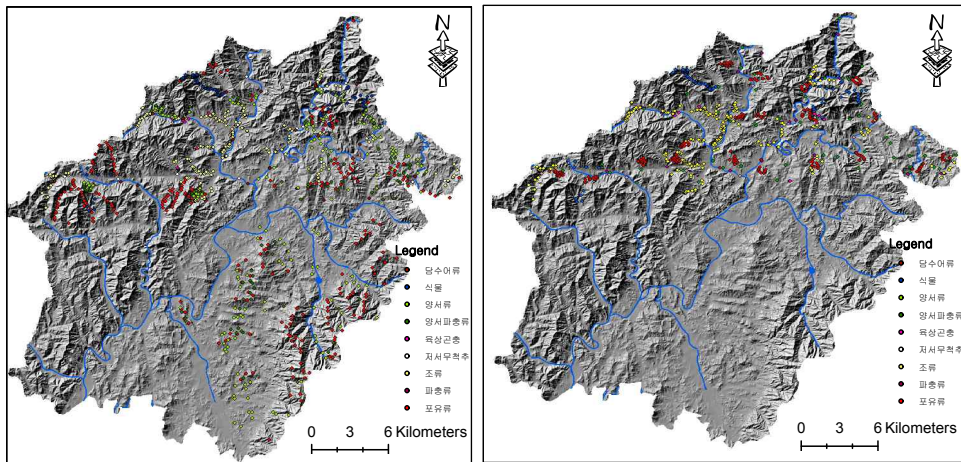


Figure 13. Comparison of 2nd NES and 3rd NES of the study site

(1) 포유류

포유류의 현장조사는 흔적조사(trace survey)를 중심으로 동물의 발자국, 배설물, 먹이를 먹은 흔적, 털, 잠자리, 영역표시 등의 여러 가지 흔적을 좌표로 기록하여 해당지역에 서식하는 포유류의 종 목록 및 분포 정보를 13회 기록하였다. 조사는 2011년 12월부터 2014년 2월까지 계절별 1회 실시하였으며 포유류의 제방 이동행태를 보기 위해서 겨울에 집중적으로 눈 위 발자국 추적을 통해서 조사를 실시한다. 제방이 아닌 배수로를 이용해서 이동하는 야생동물의 파악하기 위해서 수로에 무인카메라 설치하여 모니터링하였다. 조사구간은 제방의 양안인 54.5km의 구간을 대상으로 하였으며, 관찰되는 흔적과 관련해서는 현장에서 사진촬영 후 동물도감(최태영, 2010)을 이용하여 동정 후 기록하였다. 수변의 10개 지점의 수로박스에 총 5대의 무인센서카메라를 설치한 후 30~60일 단위로 확인하여 종별 수로박스의 이용현황을 파악하였다.

(2) 조류

수변지역 서식환경과 조류상과의 관계 파악을 목적으로 연구대상지역의 하천 양안 및 50m 배후지역을 조사범위로 설정하였으며, 조사의 정확성을 위해 경로를 따라 시속 약 2km의 속도로 이동하면서 조사하는 선조사법(Line census)과 지점을 선정하여 정지한 후 직접 및 쌍안경으로 관찰하거나 소리 등으로 확인하는 정점조사법(Point census)을 병행하였다. 조사기간은 2012년 9월부터 2013년 11월까지이다. 또한, 조사의 목적에 부합하기 위하여 조사시 모든 조류의 관찰지점을 GPS를 이용하여 기록하였으며, 서식환경이 명확하지 않은 비행 중인 개체는 조사에서 제외하였다.

(3) 양서파충류

양서파충류의 조사기간은 2013년 3월부터 2013년 10월까지이며, 군집조사는 선형횡단조사법(line transect sampling)을 적용하여 총 9개의 2km 조사경로를 따라 이동하며 좌우 1m의 지면에서 출현한 모든 종을 확인하였다(Urbina-Cardon et al., 2006). 선형횡단조사법은 경사가 급한 산악지역

이나 혹은 저지대의 계곡 주변, 고지대의 산림지역 등에서 서식하고 있는 생물상을 조사하는 데 가장 적합한 방법으로 알려져 있다(Heyer et al. 1994). 선형횡단 조사법을 적용하여 어류조사지점과 동일한 지점을 관찰하거나 소리 등으로 확인하는 방법을 병행하고 GPS로 기록하였다.

(4) 어류

어류조사 및 채집 방법은 환경부의 물환경종합평가개발 조사연구(2007) 및 수생태계 건강성조사계획 수립 및 지침(2007)의 어류조사 방법에 의거(Wading method에 기초)하여 여울, 소, 흐르는 곳 등 생물의 서식처의 지리학적/수리학적인 특성을 반영하여 구간 선정하였으며 빈도를 균등하게 하여 조사하여 우점도, 다양도, 균등도, 풍부도 지수를 산출하였다. 조사기간은 2013년 4월부터 2013년 10월까지이며, 조사는 투망(망목 10x10mm)과 족대(망목 5x5mm)를 이용하여 직접 채집하였다. 투망은 10회 내외, 족대는 40분 동안 채집하였으며 소요시간은 50분, 조사 시기는 봄(4월)여름(6월 중순) 가을(10월)로 해당 지점 조사 생물의 서식처의 지리학적/수리학적인 특성을 반영하여 구간 선정하였다. 채집한 어류는 현장에서 직접 동정하고, 학명은 김익수(1997), 한국어류대도감(김익수 외, 2005)을 참고하고, 분류체계는 Nelson(2006)을 따른다.

2) 하천코리더 지도 및 환경변수 구축

(1) 하천코리더 지도 구축

수변에 대해서 물리적인 교란의 정도를 정량화하여 평가하고 생물다양성 증진을 위해 서식처를 평가하는 하천코리더조사는 광범위하게 사용되고 있다(Cortes et al., 2008). 하천의 물리적 환경조사를 통해서 생물종 분포, 서식환경 등을 분석할 수 있고 체계적인 복원의 목표 및 기본계획을 세울 수 있다(환경부, 2007). 인위적인 교란에 대한 하천의 서식처 평가는 주로 수질 및 수변의 물리적인 변화는 물론 서식처의 물리적인 특징의 중요성을 고려한다. 생태계의 물리적인 교란을 평가방법인 하천코리더조사는 영국의 National Rivers Authority와 관련기관들을 대신해 진행된 것으로 수변을 따라 500m 단위의 조사구간에 물리적, 생태적, 지형학적인 요소들을 조사하고 도면에 표시한 것이다(Figure 14). 조사의 목적은 개별 500m단위의 조사도면이 강(하천)의 질과 민감성을 평가하는 중요한 정보를 제공하여 보호자원을 나타내고, 분류 및 모니터링하기 위한 효과적인 표준방법을 개발 및 구축하는 것이다.

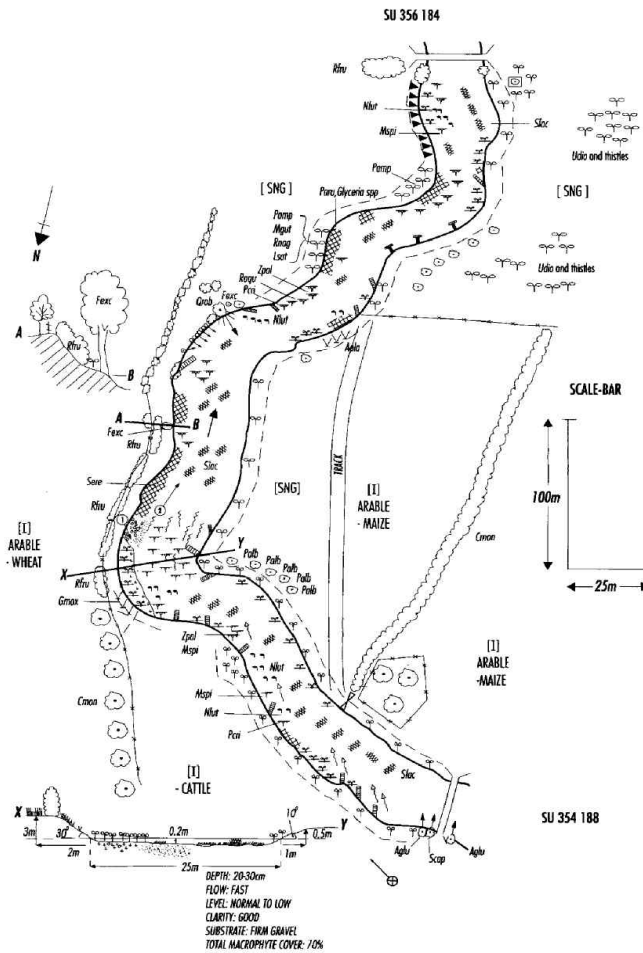


Figure 14. River Corridor Survey (NRA, 1992)

야생동물은 서식환경은 축척에 따라 상이한 반응을 보이기 때문에 이에 적합한 물리적 환경변수를 확보해야 한다(노백호, 2010). 그러나 기존의 분석 자료는 대부분 광역서식지 차원에서 이루어져 있기 때문에 중소서식지나 미소서식지 단위의 물리적 환경변수에 적용하기에는 부적합하다. 이에 본 연구에서는 하천코리더 조사방법을 이용하여 서식환경변수를 현장조사를 통해 직접 수집하여 서식지적합성모형에 적용한다. 환경변수를 구축할 때 하천에 인접한 도로는 토지피복특성 때문에 야생동물의 도로변 침입이 빈번하게 발생하는 구조로 되어있어, 도로의 구조특성과 수변지역의 물리적인 특

성을 같이 고려해야 한다. 문헌고찰과 선행연구결과를 통해서 밝혀진 개별 종의 선호 및 위협요소를 하천코리더조사 방법을 이용하여 조사하고 하천의 생태적, 물리적 구조를 Table 4와 같이 GIS DB로 구축한다.

Table 4. River corridor survey list of study

Class	Subclass
Landcover	<i>Erigeron annuus</i> , <i>Coreopsis drummondii</i> L, <i>Phalaris arundinacea</i> L, <i>Cosmos bipinnatus</i> , <i>Humulus japonicus</i> Siebold & Zucc, <i>Salix gracilistyla</i> , <i>Phragmites japonica</i> Steud, <i>Miscanthus sacchariflorus</i> Benth, <i>Rhus chinensis</i> , <i>Fraxinus rhynchophylla</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle, <i>Salix koreensis</i> Andersson, <i>Metasequoia glyptostroboides</i>
	Farmland, Forest, Built-up
	Bare land, Sand/Gravel, Rock, Gravel, Stepping-stone, Water, Alluvial island
Road and Facility	street tree, telephone pole, streetlamp, road, fence, guardrail, bikepath, bridge, Road type, slope, rock
River and Facility	Drainage culvert, Floodgate, Verticality levee, Drain, Waterway,
Topography	Digital Elevation Model
Levee type	Gabion levee, Natural levee, Artificial levee

(2) 환경변수 구축

개별 종에 적합한 환경변수를 구축하기 위해서 Table 5처럼 문헌고찰과 국내외 선행연구사례를 참고하여 선호 및 위협 요소를 조사하였다.

고라니(*Hydropotes inermis*)는 동북아시아 특산종으로 우리나라에서는 낮은 산지와 농경지 그리고 수변 공간에서 서식한다(박효민과 이상돈, 2013). 삶과 마찬가지로 로드킬에 취약하나 터널형 생태통로 조성 시 개방도 0.7 이상이 되어야 통과하므로, 설계시 이에 대한 고려가 필요하다(최태영, 2007). 삶(*Prionailurus bengalensis*)은 식육목에 속하는 육식동물이며, 우리나라의 최상위 포식자로 전역에 분포한다. 주로 논 밭과 강을 끼고 있는 낮은 지대의 풀밭을 선호하는 것으로 알려져 있으며(최태영과 최현명, 2006), 초지 중에서도 하천 제방 안의 억새밭과 같은 내륙습지에 대한 선호도가 매우 높다. 수변지역 도로에서 로드킬에 취약하며(최태영 외, 2012; 우동걸, 2010), 육교형과 터널형 등 다양한 형태의 생태통로를 잘 이용한다(최태영, 2007). 수달(*Lutra lutra*)은 하천생태계에서 먹이사슬의 최정점에 위치한 종으로 수생태계의 건강성을 판단할 수 있는 지표종이다(박보현과 이상돈 2012). 주로 하천을 따라 종적으로 이동하는 종으로 로드킬의 위험성은 삶과 고라니에 비해 낮지만, 자연하천의 인공 제방화와 수중보 조성 등의 하천 변화에 영향을 받는다(강정훈, 2012). 수로박스과 수로관 등 하천 주변의 구조물을 통로로 잘 이용한다(최태영, 2007). 양서파충류 중 무미목의 개구리과들은 주로 저수지, 논, 농수로, 하천주변의 초지와 낙엽, 산림지역의 밭 주변과 산지습지에 서식하며, 동면에는 물속 돌 아래 사는 특성을 가진다. 자라(*Trionyx sinensis*)는 강과 하천, 호수, 저수지에 관찰되며, 주로 모래톱, 경작지, 초지에 알을 낳는 특성이 있다. 유혈목이(*Rhabdophis tigrinus*)는 산림지역, 하천, 호수, 습지, 경작지, 초지를 비롯해 어류와 소형 설치류를 잡아먹으며 우리나라 전역에서 쉽게 관찰된다(한국 양서파충류생태도감, 2011). 이러한 특성을 반영하여 하천코리더 조사방법에 의해서 환경변수를 구축한다.

Table 5. Species habitat variables

Species name	Habitat variables
Water deer	<ul style="list-style-type: none"> • Rice paddy, Field, Grass(Won, 1967; Lee, 2003) • Northness, Age class, Landcover, Slope, Water, Road (Choi, 2011) • Water, Wetland, Forest, Slope(Choi, 2007) • Field, Grass(Kim, 2009) • Wetland, water, Rice paddy(Park, 2013)
Leopard cat	<ul style="list-style-type: none"> • Mainly in lowland rice paddy and the grass along the river(Choi, 2007) • Secondary forest(Rahanathan, 2007) • Landuse, Landcover, Edge density, Distance to water(Rho,2005) • Forest(Kim, 2008) • Wetland, Grass, Forests and adjacent grasslands, Rice paddy(Choi, 2012) • Elevation Range 300~800m(Jeong, 2006)
Eurasian otter	<ul style="list-style-type: none"> • In Stream rock outcrop, vegetation, sand, stream velocity, Embankment, Distance to built-up, Distance to tributary, Stream width (CHA, 2001) • Vegetation, Fish(Min, 2007), Stream width, Distance to road (Park and Lee, 2012) • Levee slope vegetation, In Stream rock outcrop, Landuse(Kang, 2012) • Landcover(Lee and Cho, 2005)
Black-spotted pond frog	<ul style="list-style-type: none"> • Reservoir, Rice paddy, water, Grass, fallen leaves, field and wetland around th forest (Ecological guide book of herpetofauna in korea, 2011)
Tree frog	
Dybowski's brown frog	
Wrinkled frog	
snapping turtle	<ul style="list-style-type: none"> • Stream, Lake, Reservoir, Rice paddy, Sand, Grass (Ecological guide book of herpetofauna in korea, 2011)
Red-Sided Water Snake	<ul style="list-style-type: none"> • Forest, water, Lake, Wetland, Farmland, Grass (Ecological guide book of herpetofauna in korea, 2011)

유역서식지 분석의 환경변수는 총 11개로 DEM(Digital Elevation Model)을 이용하여 지형기복도(Relief), 굴곡도(Curvature), 경사도(Slope), 향(Northness)에 대한 변수를 생성하였다. 산림과학원에서 제공하는 임상도를 이용하여 영급, 경급, 밀도의 변수를 생성한다. 수계와의 거리는 수자원공사(2006)에서 제공하는 하천차수도 도로와의 거리는 수치지도에서 도로 레이어를 추출하여 유클리디안 거리(Euclidean Distance)를 이용하여 생성한다. 입력변수의 유의성 검증은 모형에 분석결과물로 얻은 변수 반응 곡선을 통해서 출현종과의 유의미한 관계를 확인하였다. 수변 서식지와 연결성 분석을 위해서는 중소서식지나 미소서식지 단위의 물리적 환경변수가 필요하지만 우리나라의 수변지역에 대한 공간정보가 미비하여 분석을 하는데 한계를 가지고 있다. 이에 국토지리정보원의 1/5,000 수치지도를 기반으로 하천코리더 조사를 실시하여 목표종에 적합한 변수들을 현장에서 도면과 실측을 통해 구축한다.

3. 모형의 개발

본 연구에서는 수변 코리더 연결성 평가모형 개발을 통해서 유역과 수변의 핵심서식지를 분석하고 연결성평가를 수행한다. 이에 평가모형 개발을 위한 서식지분석은 Maxent 분석과 로지스틱회귀분석을 이용하며, 연결성 분석과 평가는 개별 종의 서식지분석 결과와 종풍부도, 회귀도를 이용하여 종적 연결성 평가를 수행하고 야생동물의 제방 위 눈 길 흔적 경로자료와 로지스틱회귀분석을 이용하여 횡적 연결성을 분석하고 평가한다. 종적 연결성 평가에서 종풍부도만을 이용하여 핵심서식지를 분석하면 흔적이 적은 멸종위기종이나 희귀종이 평가에서 빠질 가능성이 높다. 이에 특정 종이나 희귀종의 상대적인 취약성을 나타내는 회귀도를 도출하여 평가에 반영한다.

3.1 서식지 분석

1) 유역서식지

유역서식지는 전국자연환경자료 2차와 3차 자료의 출현자료를 사용했기 때문에 이에 가장 적합한 Maxent 모형을 적용한다. Maxent 모형은 적은 표본자료와 출현자료만을 적용할 때 다른 모형에 비해 보다 높은 예측정확도를 나타내기 때문에(Phillips et al., 2006; 서창완 외, 2008; 송원경과 김은영, 2012), 출현자료 중심의 자료를 활용하기에 효과적이다(김지연 외, 2013). 유역의 잠재 서식지 분석은 삶과, 고라니를 대상으로 잠재 서식지 분포를 파악하기 위해 실시하였다. 대상 종은 주로 하천에서 휴식을 한 후 수로박스과 수로관 등 하천 주변의 구조물을 이용하여 횡적으로 이동하는 이들은 우리나라 수변지역에 서식하는 대표적인 종으로 분석단위는 입력 환경변수의 격자크기에 따라서 30m×30m로 설정하고, 자료의 제작은 Arcgis 10.0(ESRI Inc., U.S.A) 소프트웨어를 이용하였으며, 분석은 Maxent 3.3.3 버전을 사용하였다. 모형의 결과는 모형의 분류설명력을 나타내는 민감도와 특이도, 모형의 적합성을 나타내는 ROC(Receiver-Operation Characteristic) 곡선과 서식지적합성 확률지도, 변수의 기여도가 나타나게 된다. ROC 곡선은 모델의 예측 효율성을 판단하는 기준으로 민감도와 특이도를 이용해서

실제로 얼마나 잘 분류되었는지 파악하는 것이며, 민감도는 클수록 좋고 특이도는 작을수록 좋다. ROC 곡선의 AUC(Area Under Curve) 면적이 1에 가까울수록 성능이 좋은 것으로 판단한다(이희연, 2012). AUC를 이용한 분류정확도 측정은 기준 값(threshold)에 비해서 독립적인 장점을 가지고 있어 각 모형을 비교하는데 많이 이용되고 있다(권혁수, 2011). 모형의 결과는 ROC와 AUC를 통해 검증하였으며, 5회의 교차검증을 수행한다(Thuiller, 2003; 김지연 외, 2012).

서식지적합성 지도는 절단 값(Cut off)을 기준으로 잠재적 서식지로 판단하는데, 다른 모형에 비해서 Maxent 모형은 가장 이상적인 절단 값을 자동으로 산출해준다. Maxent 모형은 자료가 매우 제한되어 통상적으로 확률분포를 도출할 수 없을 때 많이 이용되나, 적은 통계량으로 인해 해석하는데 한계를 가지고 있다. 모형의 입력변수는 삼과 고라니의 선행연구와 고찰을 통해서 Table 6과 같이 선정한다.

Table 6. Input variables for basin habitat analysis

	Variable group	Variable type	Description	Source
Habitat analysis	Topography	Continuous	Digital Elevation Model	1/25,000 Digital map
			Relief	
			Curvature, Northness, Slope	
	Forest	Categorical	Landcover	MOE Land Cover Data(2001)
			Age class, Density,	Forest Type Map
	Distance	Continuous	Distance to water	Stream Order Map (2006)
			Distance to road	1/5,000 Digital map

2) 수변서식지

종과 서식지의 관계는 다차원적으로 설명되기 때문에 다변량 통계분석을 활용하며(Manen and Pelton, 1997; 송원경 2010), 주로 판별분석(Discriminant Function Analysis: DFA)과 로지스틱회귀모형이 많이 이용된다. 특히 로지스틱회귀모형(Logistic Regression)은 연속형과 범주형 자료를 다 포함 시킬 수 있으며, 자료의 통계적인 가정이 덜 제약적이고 출현/비출현자료를 데이터를 이용할 수 있는 장점을 가지고 있다(서창완과 박종화 2000; 송원경 2010). 또한 모형 내에서 다른 변수를 효과를 조절할 수 있기 때문에 특정 변수의 실제적인 효과를 측정하는데 유용하다(Hosmer and Lemeshow, 1989; 송원경, 2008). 이에 수변의 물리적인 영향에 대한 효과를 정량적으로 측정하는데 가장 적합한 특징을 가지고 있다. 종의 출현/비출현 자료는 0과 1값의 종속변수로 설정하고 하천코리더조사에서 구축한 환경변수를 독립변수로 하여 로지스틱회귀모형으로 분석한다. 모형의 구축과정에서 불필요한 변수를 단계적으로 선택과 제거를 반복하여 모형에 포함될 독립변수의 상관성에 강한 예측력을 갖는 Backward Stepwise 방식을 이용한다(Hosmer and Lemeshow, 1989). 모형의 결과는 적합도 검정, 분류표, 입력변수의 추정계수와 및 ROC 곡선이 나온다. 적합도 검정은 우도비와 카이제곱자승의 검정을 통해서 판정되며, 상수항이 있을 때 보다 독립변수를 포함되어 있을 때 우도간의 차이가 있을 때 기준모델에 비해 현재 모델의 적합도가 유의미함을 의미한다. 분류표는 ROC 곡선의 AUC면적으로 판단되며, 로지스틱회귀모형은 추정계수(B)와 유의 수준을 통해서 회귀식을 만든다. 아래 식에 추정계수와 상수 값을 이용해서 자연로그를 취해서 선형을 가정하여 예측한다. 로지스틱 회귀모형을 이용한 출현과 여러 변수와의 관계는 아래 식(1)과 (2)로 나타낼 수 있다.

$$P = 1/(1+e^{-z}) \text{ or } P = e^z/(1+e^z) \quad (1)$$

여기서 P는 사건이 일어날 확률이다. 본 연구에서는 P는 야생동물의 출현 또는 단연결성 모형에서는 이동이 된다. 그 확률은 0에서 1의 값을 가지며,

절단 값을 이용해서 예측모형을 변환한다. z 는 선형 조합으로 정의할 수 있다.

$$z = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + \dots + b_n x_n \quad (2)$$

b_0 는 모델의 상수 값이고 그래프의 절편이다. $b_i (i=0, 1, 2, \dots, n)$ 로지스틱 회귀모형의 기울기 값이다. 그리고 $x_i (i=0, 1, 2, \dots, n)$ 독립변수이다. 로지스틱 회귀모형은 최대우도추정을 통해서 최적의 식을 찾으며, z 값에 로그를 통해서 선형의 관계로 해석한다. 선형식을 도출하고 z 의 로그를 통해서 선형모형처럼 모형을 추정하기 위해서 반응변수의 큰 값이 발생할 확률 P 를 계산하는 것이다. 문헌과 선행연구의 고찰을 통해서 유의미한 변수를 선정 후 하천코리더 조사를 이용하여 모형에 입력되는 공간변수를 Table 7과 같이 구축한다. 구축 후 분류군에 적합한 모형의 환경변수로 변환하기 위해 명목형 및 연속형으로 변환한다.

Table 7. Input variables for riparian habitat analysis

	Variable group	Variable type	Variable description		Data source	
Habitat analysis	Land cover	Continuous	Riparian landcover area		<ul style="list-style-type: none">RCS (River Corridor Survey)	
			Riparian landcover (%)			
			Landcover area in adjacent areas			
			Landcover in adjacent areas(%)			
	Distance		Distance to (m)	built-up		
				farmland		
				vegetation		
				bare land		
				water		
				alluvial		
				weir		
	River and Facility	Categorical	Flow velocity			
			Weir			
			Run, Riffle, Pool			
			Waterway			
			Culvert type			
			Alluvial			
Levee type						
Fence						
Road		Road lane (Farm road, Local road, National highway, Highway)		<ul style="list-style-type: none">1:5,000 Digital map		

3) 종풍부도

개별종에 대한 분포모형은 출현/비출현의 0과 1로 구성되어 있기 때문에 해당 공간에서 서식하는 종의 수를 합산을 통해서 종풍부도를 계산할 수 있다(Newbold, 2010). 포유류와 양서류충류는 개별종에 대한 분포모형을 이용해서 해당공간의 종의 수를 추정하였다. 개별종에 대한 분포모형을 합성하는 방법은 종들에 대한 해석에 유리하나 종의 수가 매우 많으면 시간과 비용소모가 크다는 단점이 있다(권혁수, 2011). 이에 개체수가 많은 조류와 어류는 다중선형회귀분석을 이용하여 서식지에 영향을 미치는 변수를 추출하고 예측모형을 통해서 종 풍부도 지도를 구축하였다. 각 분류군 별 종의 절대적인 수치차이는 가치평가지 직접적으로 비교하거나 연산이 불가능하다. 의사결정규칙 중 하나로 다기준평가방법에서 가장 일반적으로 사용하는 가중선형조합법(Weighted Linear Combination: WLC)을 적용하여 동일한 척도단위로 변경하기 위해 0~1의 분포 범위로 표준화시킨다. 종풍부도를 종속변수, 서식지 변수들을 독립변수로 하는 다중선형회귀분석 실시하여 예측모형의 식은 (3)과 같다.

$$y = a + bx_1 + c \quad (3)$$

여기서 a 와 b 는 회귀계수(regression coefficient)라고 하고 기울기를 나타내고, a 는 상수항(절편)으로 $x=0$ 일 때 값을 나타낸다. c 는 오차를 나타내며 x 가 설명해주지 못한 y 의 오차부분이다. 선형회귀분석은 표본을 통해 수집된 데이터로부터 회귀계수를 산출하여 알려지지 않은 모수를 추론하는 것이다.

4) 희귀도

희귀성을 모형화 하는 대부분의 연구들은 RWRI(Rarity-Weight Richness Index)를 적용하고 있다. 희귀도는 멸종위기 1급과 2급에 해당하는 포유류, 조류, 어류를 선정하였으며 RWRI 지수를 적용하였다. 희귀종이나 멸종 위기종의 가중치는 서식지 예측 모형의 0과 1값에 개수의 역수를 취해서 가중치를 적용하며, 식은 다음 (4)와 같다.

$$RWRI = \sum_{s=1}^{S_i} 1/N_s = \frac{1}{N_1} + \frac{1}{N_2} + \frac{1}{N_3} + \dots + \frac{1}{N_n} \quad (4)$$

RWRI는 희귀종의 출현 자료로부터 계산되어지며, 희귀종의 상대적인 풍부도를 평가하는 것이다. 여기서 S은 단위지역에서의 희귀종의 수 N는 종의 출현한 면적 또는 폴리곤의 수, 1은 가중치를 주기위한 해당 종의 출현 지점의 역수이다. 만약 종이 연구지역의 분석단위에서 한 곳만 나왔다면 가중치는 1/1 또는 1.0이 되고 20곳에서 나왔다면 1/20 또는 0.05이다. 이 지수는 종의 풍부도와 그 종의 희귀성을 측정하는 것이다. 여기서 지수의 점수가 높을수록 상대적으로 많은 종이 보호되어야 하는 경향을 보여준다.

3.2 연결성 평가

국내에서 연결성 평가를 위한 분석은 몇 종을 제외하고 동물 종에 대한 행동생태학적 연구 부족으로 인해 주로 구조적 분석이 대부분이다. 구조적 분석은 종의 어떤 행동과 직접적인 관련이 없는 것을 말하며 기능적 분석은 종의 행동과 경관의 개별요소에 대하여 반응을 분석하는 것이다(Doak et al., 1992; Demers et al., 1995; Gustafson and Gardner 1996; Schumaker 1996; Ruckelshaus et al., 1997; Pither and Taylor 1998; Tischendorf and Fahrig 2000b; Sweeney et al., 2007). 기능적 연결성은 두 패치사이에서 이동의 성공확률을 평균으로써 측정해왔다(Doak et al. 1992; Demers et al. 1995; Gustafson and Gardner 1996; Schumaker 1996; Ruckelshaus et al. 1997; Pither and Taylor 1998; Tischendorf and Fahrig 2000b; Sweeney et al., 2007). 본 연구에서는 모형 내에서 다른 변수를 효과를 조절할 수 있고 특정변수가 야생동물의 이동에 실제적인 영향을 분석하기 위해서 가장 널리 사용하는 로지스틱회귀분석을 이용한다.

Table 8. Connectivity analysis table (example: water deer)

ID	crossing	landcover	distance to water	fence	road
1-1 L	1	0	21	1	0
1-1 R	0	3	3	0	1
1-2 L	0	4	6	1	1
1-2 R	1	1	100	0	0
1-3 L	0	0	43	1	0
1-4 R	0	1	66	1	1

로지스틱회귀분석은 종속변수로 0, 1처럼 이분 형의 자료만 받을 수 있다. 이에 Table 8처럼 0은 이동이 없는 변수로 1은 이동한 값으로 설정한다. 회귀분석은 연속형이 아니며 등간척도가 아닌 질적 변수를 회귀식에 반영하고자 할 때 더미변수(Dummy variable) 형태로 변환해야 한다. 이에 펜스(fence)와 도로(road)와 같이 유/무의 특성은 갖는 명목형 변수는 더미변수(Dummy variable)형태로 변환한다. 연결성 분석에서는 모든 종을 다 고려

하해서 생태 축을 구축하는 것은 어렵다. 이는 동물 종이나 서식 환경에 따라서 요구 조건이 달라지기 때문이다. 이에 대상지의 조건과 이동이 필요하고 서식처의 다양성이 요구되는 많은 분류학상의 그룹들로부터 주요 종을 선정하는 것이 필요하다. Singleton(2002)은 종의 선정에서 생태적으로 중요한 위치에 있는 대형 육식포유류를 주요 종으로 선정한 바 있다. 주요 종은 연결하려는 핵심지역 모두에서 서식이 가능한 종이어야 한다. 이에 본 연구에서는 삼과 고라니를 대상으로 문헌고찰과 선행연구 결과를 참고해서 환경 변수를 Table 9와 같이 변수를 구축한다.

Table 9. Input variables for connectivity analysis

	Variable group	Variable type	Variable description		Data source	
Connectivity analysis	Land cover	Continuous	Riparian landcover area		• RCS (River Corridor Survey)	
			Riparian landcover (%)			
			Landcover area in adjacent areas			
			Landcover in adjacent areas (%)			
	Distance		Distance to (m)	built-up		
				farmland		
				vegetation		
				bare land		
				water		
				alluvial		
	River and Facility	Categorical	Waterway			
			Culvert type			
			Alluvial			
			Levee type			
			Fence			
Road		Road lane (Farm road, Local road, National highway, Highway)		• 1:5,000 Digital map		

1) 평가단위 및 기준

야생동물의 서식처 평가단위는 공간정보의 구축 한계로 인해 격자단위로 수행하고 있으며 행동권을 고려한 평가단위는 아직 기초적인 단계이다. 행동권을 고려한 연구는 영국에서 야생조류의 생태특성을 관계를 파악할 수 있도록 수 km~수십km 규모의 대상지역을 분석단위로 평가하였다. 우리나라에서는 송원경(2008)이 삶을 대상으로 유역과 격자 출현 종의 반경을 고려하여 평가에서는 유역단위가 지역의 특성을 잘 설명한 것으로 나타났다. 하천 및 수변지역의 생태유형 및 평가단위 설정은 공간정보의 취급과 관련하여 주로 선형정보로 취급하였다. 이준호(2003), 조용현(1997)과 김동찬(2000)은 100m 동일 간격, 김혜주(2006)는 1km 동일 간격으로 설정하였다. 이러한 평가단위는 인위적인 시설물과 구조물 및 유역의 오염원 유입, 개발 상황으로 인하여 수생태 건강성에 영향을 미칠 수 있는 인자를 대상으로 조사하는 평가단위로 설정하였다. 이명우(2006)는 Figure 15처럼 생태단위로 간격으로 위계적 평가단위를 설정해서 1차는 하천 폭, 2차는 경관의 동질성, 3차는 담과 다리로 평가단위를 설정하였다.

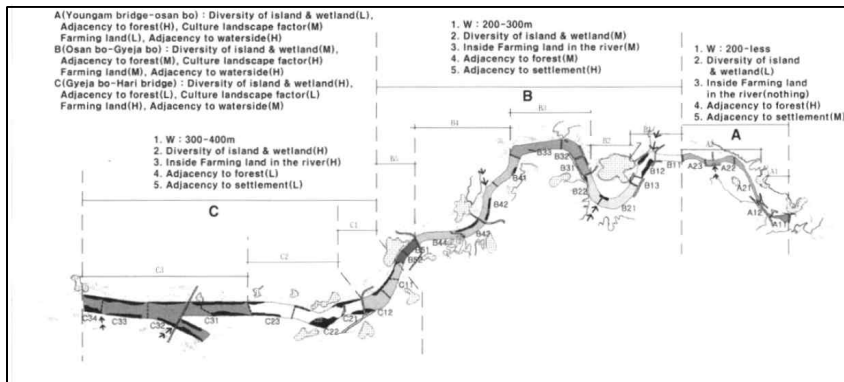


Figure 15. Hierarchical evaluation units(Lee, 2006)

현재까지는 수변의 서식처에 대한 평가를 주로 자연성을 고려하여 물리적인 서식처 유형 또는 생물분류군별 서식처 특성에 대한 유형으로 설정해 왔으나 하천에 서식하는 주요 생물분류군 전체에 대한 포괄적인 평가는 아직 진행된 바가 없다. 따라서 수변서식환경 분야에서 많은 하천 조사구간에 대

해 일괄적이고 정량적으로 서식환경을 평가할 수 있는 평가 단위가 필요하고 이를 바탕으로 하여 하천의 서식환경에 대한 등급화를 수행할 수 있는 평가기준을 마련하여 적용할 필요가 있다. 수변의 야생동물 서식환경에 대한 유형화는 사례는 사쿠라이 요시이(2007)가 초미소서식지부터 지구규모 바이오톱 네트워크로 유형화 하였다(Table 10). Table 10에서는 서식처 계층 중 Habitat에서부터 Biotope System 까지는 평여울·급여울·소와 주변 환경 등 어느 정도 규질성과 크기를 갖는 공간으로 정의하였다. 이러한 유형은 갑각류, 어류, 수서곤충의 연체동물의 서식처이고 양서파충류, 조류, 포유류 등은 먹이자원으로 의존한다.

Table 10. River Habitat Hierarchy (Sakurai, 2007; Kim et al., 2007)

Class	River
Super-Micro Habitat	The biofilm of an epiphyte on a river bed rock or the micro space between sand of river bed
Micro-Habitat	The gaps between rocks of river bed, the spur dyke, or the crib & small spaces made from aquatic plants or fallen branches
Habitat	The space with reasonable siliceous content and size formed from run, riffle, pool, spur dykes, underwater plant communities, or underwater structures (gravelly patches, small herbal communities, shrubbery communities)
Biotope	The relatively large habitat formed and categorized from diverse habitat and biotopes of riffle, run, sandy plains
Biotope System	The entire biotope of a river or a lake and a large habitat that includes wetlands, grasslands, forests, farmlands, waterways, and urban areas from where wild animals and plants exploit

하천에 서식하는 주요 생물분류군 전체에 대한 포괄적인 평가 단위를 설정을 위해서는 Table 10과 같이 수변의 미소 및 서식처에 따른 특성을 반영하는 것이 필요할 것으로 보인다. 이에 본 연구에서는 유역은 공간정보의 격자크기를 고려하여 30m x 30m 평가 단위를 사용하며, 수변은 Table 11에서 설정한 것처럼 Habitat에서 Biotope System을 요소를 고려하여 수변의 주변 환경과 하천코리더 유형 및 유속, 깊이, 주변 제방 종류 등의 서식처 유형과 주변 환경의 동질성을 고려하여 평가단위를 ‘수생태 건강성을 위한 수변서식 조사지침’을 참고하여 250m로 설정한다.

Table 11. Ratings criteria

Landcover in adjacent areas	Stream habitat type	Flow velocity	Water depth	Levee type
Forest	Riffle	Fast	Deep	Natural+ Artificial levee
Built-up	Run	Moderate	Moderate	Artificial levee
Rice paddy	Pool	Slow	Low	Natural levee
Farmland	Weir			

서식지평가는 미국의 GAP analysis, 캐나다 B.C 주의 육상생태지도 등 평가목적과 대상에 따라 다양한 방법을 이용하여 평가가 이루어지고 있다. 미국의 GAP분석은 주 단위로 식생도를 작성하고, 지피식생과 기타 환경요인을 고려하여 포유류, 조류, 어류, 생물종의 서식지 분포도를 작성하고 서식지 적합성을 평가한 후 핵심지역과 주변지역으로 구분하고 있다. 캐나다 B.C주의 평가방법은 육상생태지도를 작성한 후 기후, 지형, 토양, 식생 등과 같은 생태적인 기준에 입각하여 경관의 스케일에 적합하게 서식지를 평가하고 있다. 야생동물의 서식처 평가기준은 절대적으로 특별한 지역 내에 주어진 종의 수를 측정하는 밀도나(Seber, 1982), 먹이의 양을 측정해 (Caughley, 1979; Boyd et al., 1986)왔다. 동물의 밀도를 측정하고 평가하는 것은 항상 서식지의 질을 정확히 반영하지는 않는다. 그러나 최고의 서식지는 가장 높은 밀도를 가지고 있거나 가장 많이 이용되는 곳으로 동물의 밀도는 주로 서식지적합성 모형의 서식지의 값을 이용하여 동물의 잠재적인 서식지를 평가해 왔다(British Columbia, 1999). 이에 본 연구에서는 유역과 수변의 서식지에 대한 서식지적합성 분석결과는 미소서식지와 광역적인 서식지의 특성을 가지고 있기 때문에 경관의 계층을 고려하여 서식지 평가 및 등급화가 필요하다. 이에 서식지의 적합도를 나타내는 서식지 적합성 모형과 종의 밀도를 나타내는 종풍부도와 희귀도를 이용하여 가장 밀도가 높은 곳을 B.C 평가기준과 등급을 이용하여 서식처의 환경을 등급화시킨다. 수변 지역의 서식처 축적과 정보를 고려하여 종적 연결성은 5개의 등급으로 횡적 연결성 평가는 3개의 등급으로 설정한다.

III. 결과 및 고찰

1. 수변 코리더 연결성 평가 모형 개발

본 연구에서는 유역과 수변의 핵심서식지와 연결성을 평가하기 위해서 수변 코리더 연결성 평가 모형(Riparian Habitat Suitability Model for Connectivity Restoration : RHSM)을 개발하였다. 이를 위한 모형의 전체적인 개발과정은 Figure 16과 같다. 유역서식지 분석은 삼과 고라니의 전국자연환경조사 2차와 3차의 출현자료를 이용하여 Maxent 모형을 적용하였다. 수변서식지 분석은 삼, 고라니, 수달의 출현/비출현 자료를 이용하여 로지스틱회귀모형을 적용하였다. 출현자료만 조사한 양서파충류는 임의비출현 자료를 생성하여 서식지 분석을 수행하였다. 종적 연결성 평가를 위해서 수달의 서식지적합성 모형과 개별 종의 종풍부도와 희귀도를 합산하여 핵심서식지를 분석하였다. 조류와 어류의 종풍부도는 대상지 전체지역에서 조사한 자료를 가지고 모형화 하였으며, 다중선행회귀분석을 이용하여 종풍부도에 영향을 미치는 요인을 추출하였다. 횡적 연결성 평가는 삼과 고라니의 겨울철 제방 위 경로자료와 로지스틱회귀모형을 이용하여 이동/비이동에 대한 분석을 통해서 연결성 평가를 수행하였다.

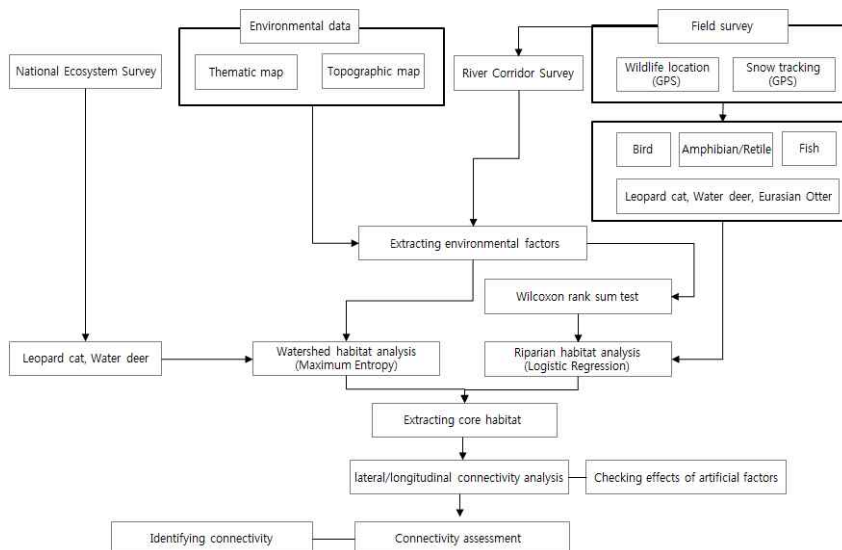


Figure 16. The Structure of Riparian Habitat Suitability Model for Connectivity Restoration

로지스틱회귀모형은 생성된 공간변수와 종의 출현 및 비출현자료 간에 유의미한 차이가 있는지 확인해야 한다. 모형에 입력변수의 유의성 검증을 위해서 비모수 검정 방법 중 하나인 Wilcoxon rank sum test¹⁾를 이용하여 두 개의 집단 간의 유의미한 차이를 확인하였다. 이는 야생동물 자료들이 정규분포를 가정하기 어렵기 때문에 이러한 비모수 검정 방법을 많이 이용한다(권혁수, 2011). 서식지 및 연결성 분석의 환경변수 유의성 결과 $P\text{-value} < 0.05$ 이하인 변수들을 모형에 입력변수로 선정하였다. 이는 일반적인 유의수준 0.05로 기준으로 하면 중요한 변수들이 빠질 가능성이 있기 때문이다(Manen and Pelton, 1997; 서창완 2000). 회귀 분석에서 설명 변수 중에 서로 상관이 높은 것이 포함되어 있을 때는 분산·공분산 행렬의 행렬식이 0에 가까운 값이 되어 회귀 계수의 추정 정밀도가 매우 나빠지는 일이 발생하는데, 이러한 현상을 회귀분석에서는 다중공선성 문제를 확인해 봐야 한다. 이에 상관분석을 통해서 보통 상관관계가 ± 0.6 이상이면 강한 상관관계라고 볼 수 있는데(이희연, 2012), 이에 ± 0.6 이상 변수들은 제거하였다.

연결성 평가를 위한 서식처 환경 특성 분석에서는 비모수 검정 중 하나인 Kruskal Wallis²⁾을 이용하여 분석하였다. 서식처의 연결성 평가 기준과 등급은 B.C Wildlife Habitat Rating Standards³⁾를 기준으로 적용하였다.

1) 정규분포가 아니거나 표본의 수가 적을 때 적용할 수 있는 방법이다(이희연, 2012).

2) 세 개 이상의 집단을 비교하는 경우 정규분포를 이루지 못하거나 대본의 크기가 30개 미만일 경우에는 크루스칼 왈리스(Kruskal Wallis) 검정법을 사용한다(이희연, 2012)

3) British Columbia에서 개발한 축척과 야생동물의 서식지 이용 정보를 이용한 평가 등급 체계

2. 자료의 구축

2.1 생물상 자료 구축

포유류는 목표 종인 삵, 고라니, 수달을 대상으로 조사하였으며 겨울철 눈길 흔적조사를 통해서 제방을 따라 이동하는 삵과 고라니의 경로를 조사하였다. 이동자료에 추가적인 보완을 위해서 무인카메라를 수로에 설치하여 관찰하였다. 수로를 통해서 이동한 종은 주요 종은 너구리, 고라니, 삵, 수달 등이 관찰되었다. 양서파충류의 조사에서는 4개과 8종이 발견되었으며, 주로 무미목의 개구리과 종과 유혈목이, 자라 등이 많이 분포하고 있었다. 조류는 수변공간이 넓은 지역을 중심으로 많이 관찰되었고 멧새류가 우점하고 있었으며, 37종 3,051개체가 조사되었고 법정 보호종은 3종으로 흰목물떼새(*Charadrius placidus*) 3개, 큰말뚝가리(*Buteo hemilasius*) 1개, 황조롱이(*Falco tinnunculus*) 1개체가 확인되었다. 어류는 전체 27개 지역의 어류 조사결과 4목 8과 38종 7,061개체가 조사되었다(부록). 조사된 어종 중 피라미(*Zacco platypus*)의 상대풍부도(41.7%)가 가장 높게 나타났고, 참갈겨니(*Zacco koreanus*)(13.3%), 쉬리(*Coreoleuciscus splendidus*)(9.1%), 돌고기(*Pungtungia herzi*)(7.0%), 참마자(*Hemibarbus longirostris*)(6.4%) 등이 비교적 높은 상대풍부도를 나타냈다. 피라미는 20개 조사 지점에서 우점하고 있는 것으로 조사되었으며, 참갈겨니는 4개 조사지점, 쉬리는 3개 조사지점에서 우점하고 있는 것으로 나타났다(부록). 서식지적합성 모형을 수행하기 위해서는 최소 발견지점이 7개 이상 되어야 유의미한 결과를 도출할 수 있다(권혁수, 2011). 이에 서식지모형에 종속변수로 입력하기 위해 양서파충류는 최소 7개 이상이 되는 종을 기준으로 모형을 적용하였으며, 포유류, 조류, 어류는 조사 종을 모두 포함하여 도출하였다.

2.2 하천코리더 지도 구축

야생동물의 서식과 이동에 대한 서식지모형의 환경변수를 생성하기 위해 하천코리더 조사를 이용하여 자료를 구축하였다. 구축자료는 크게 도로 및 시설물, 토지피복, 하천 및 시설물, 지형으로 Table 12와 같다.

Table 12. Built lists of river corridor map

Category	Items
Road type	National road, Local road, Farm road, Bike path
Landcover	Built-up, Bare land, Farmland, Vegetation, Gravel, Sand, Rock
River and structure	Weir, Culvert, Levee, Reservoir, Waters, Tributary, Waterway, Street tree, Street lamp, Stone-stepping bridge
Topography	Alluvial, Digital elevation map

수변의 주변 지역에 대한 서식처 지도는 평가단위를 고려하여 제방의 양안을 기준으로 Figure 17처럼 250m씩 구축하였으며, 서식지분석 모형의 적합한 입력변수를 위해서 자료를 명목형 및 연속형으로 변환하였다.

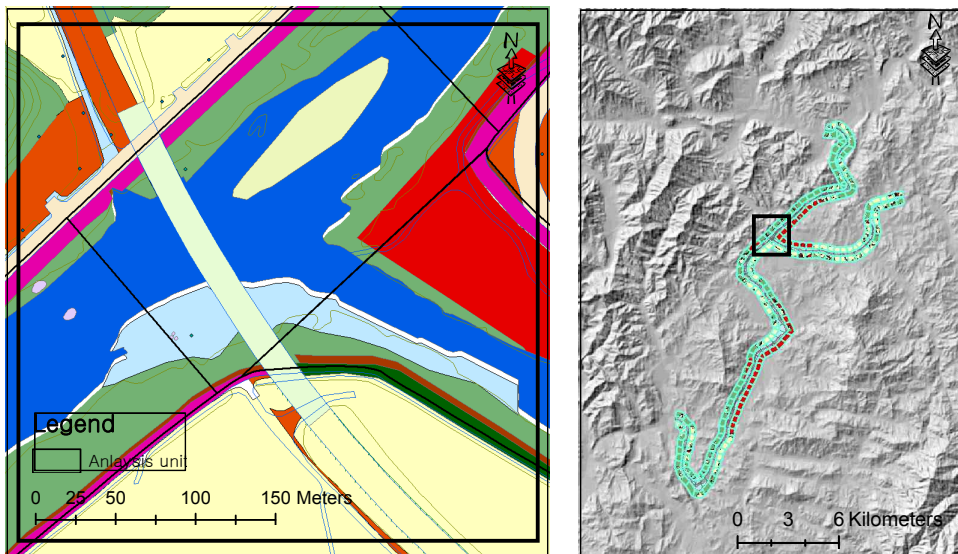


Figure 17. Analysis unit

3. 서식지분석

3.1 유역 서식지 분석

Maxent 모형을 이용한 삵과 고라니의 서식지적합성 모형의 결과는 Figure 18과 Figure 19처럼 나타났다. 모형의 결과는 확률분포지도와 모형의 설명 검증력인 ROC(Receiver Operating Characteristics) 곡선과 변수 기여도 등의 결과물이 나온다.

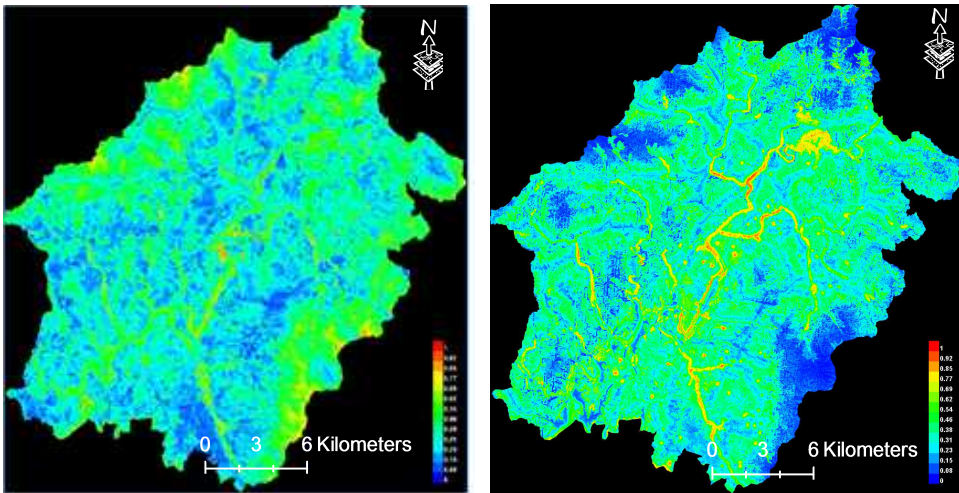


Figure 18. Habitat suitability map for leopard cat Figure 19. Habitat suitability map for water deer

서식지적합성 모형의 결과를 살펴보면 삵은 Figure 18의 결과에서처럼 주로 산림지대와 수변과 농경지에서 확률 값이 큰 것을 확인 할 수 있었다. 반면 고라니는 Figure 19의 모형의 결과에서처럼 주로 수변지역과 일부 산림지대 근처에서 높은 확률 값을 보여주고 있다. 이러한 결과는 모두 전국 자연환경조사 자료를 활용하여 분석하였으며, 포유류의 생태적 특성과 조사 방법 및 자료수집의 정확도가 분석 결과에 영향을 준 것으로 보인다(김지연 등 2012). 본 연구에서도 도로로부터의 거리가 1,000m 이하일 때 삵과 고라니의 관찰확률이 가장 높았으며, 이러한 결과는 전국자연환경조사 자료의 특성과 관련이 있을 것으로 판단된다. 삵과 고라니 서식지적합성 모형의 AUC(Area Under Curve) 값은 각각 0.646과 0.687로 나타났으며, 이는 김

지연(2012)이 수행한 연구에서 삶의 AUC값인 0.691와 송원경과 김은영 (2012)이 수행한 고라니의 AUC 값인 0.69와 비슷한 수치를 보였다. 삶의 서식지 적합성 모형에서 선택변수는 Table 13처럼 하천으로부터의 거리, DEM, 향, 경급 등의 순으로 나타났다. 삶의 서식지 분석특징은 수계, 지형적인 요소인 DEM, 경사 그리고 식생이 주로 관련이 많았다. 이는 기존 연구결과 및 도감 등 많은 문헌에서 서술한 서식환경처럼 산림지대 계곡(윤명회, 1992), 고지대 및 저지대의 다양한 산림과 계곡 주변(유병호, 2000), 깊은 산림과 농경지 주변 그리고 강을 끼고 있는 낮은 풀밭(최태영 등, 2012) 등의 선행연구 결과와 비슷한 서식특징을 보여주고 있었다. 그러나 본 연구 대상지의 유역은 산림비율이 높고 형성담과 같은 큰 수계지역이 있다 보니 농경지 보다는 지형적인 요소와 산림 및 수계의 영향을 더 큰 것으로 분석되었다.

Table 13. Relative contribution of the independent variables to the maxent model

Variable	Contribution(%)
Distance to waters	21.2
DEM	20.5
Slope	18.4
Age class	10.3
Relief	9.1
Landcover	8

Figure 20과 같이 삶의 주요변수의 반응 곡선을 살펴보면 수계와의 거리가 멀어질수록 서식확률이 1에서 떨어지는 것을 점진적으로 확인할 수 있었으며 DEM은 고도가 높아질수록 서식확률이 높아지는 것을 볼 수 있었다. 경사는 0 도에서 54 도까지 범위를 이용한 것으로 분석되었으며 평균 0~27 도의 경사를 선호하는 것으로 분석되었다.

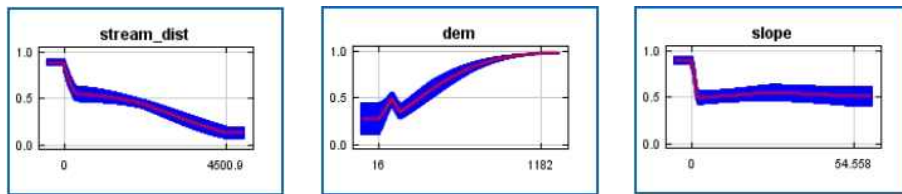


Figure 20. Response curves of variables affecting maxent prediction(Leopard cat)

고라니의 선택변수는 Table 14와 같이 수계(43%), DEM(23%), 도로와의 거리(11%), 향(7.8%)순으로 나타났다. 이는 기존 연구결과 및 도감 등 많은 문헌에서 서술한 서식환경에서는 교목, 관목 및 초분류를 먹이자원으로 이용하기 때문에 초지 또는 산림지역을 서식지로 활용한다(박지은 등, 2011). 논과 밭, 초지(이배근, 2003), 영급, 토지이용, 경사, 향, 수계, 도로 (최서윤, 2001) 등의 선행연구 결과와 일부 비슷한 특징을 보여주고 있다. 고라니도 삶과 비슷하게 연구대상지의 환경적 특성으로 인해 선행연구의 결과와 달리 농경지 보다는 지형적인 요소와 수계의 영향이 더 큰 것으로 분석되었다.

Table 14. Relative contribution of the independent variables to the maxent mode

Variables	Contribution(%)
Distance to waters	43
DEM	23
Distance to road	11
Relief	7.8

Figure 21과 같이 고라니의 주요변수의 반응 곡선을 살펴보면 수계와의 거리가 가까고 고도는 약 200m 이상부터 도로와의 거리는 약 1km 정도 떨어졌을 때 서식확률이 높은 것으로 분석되었다. 고라니는 해발 600m이하의 산기슭이나 풀숲에서 주로 서식하는 종으로 고라니의 서식에 중요한 요소이다(이배근, 2003). 현장조사에는 고라니가 발견된 섬강유역은 해발고도는 약 120m~400m의 평균을 가지고 있으며 평지와 하천으로 이루어져 있었으며 이는 반응곡선이 결과를 설명해주고 있다.

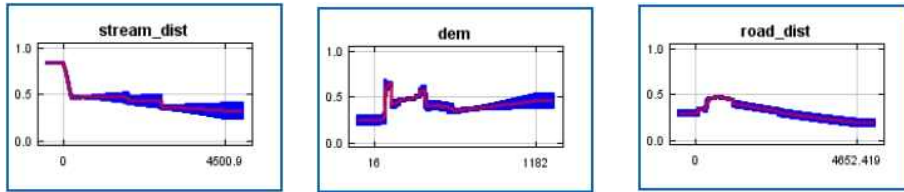


Figure 21. Response curves of Variables affecting maxent prediction (Water deer)

서식지적합성모형의 결과는 서식지적합성확률을 나타내는데, 이를 출현/비출현의 예측모형으로 변경하기 위해서는 분포확률의 절단 값(Cutoff)이 필요하다. 분포 확률의 정확한 절단 값은 모형의 결과인 ROC 곡선에서 민감도(sensitivity)가 가장 크고 특이도(specificity)가 가장 작은 지점의 절단 값을 이용한다(이희연, 2012). 이에 민감도와 특이도와 결과를 이용하여 삼은 0.4 고라니는 0.47 값을 이용하여 출현 및 비출현 지점의 서식지적합성 모형(Habitat Suitability Model: HSM)을 Figure22와 23처럼 도출하였다.

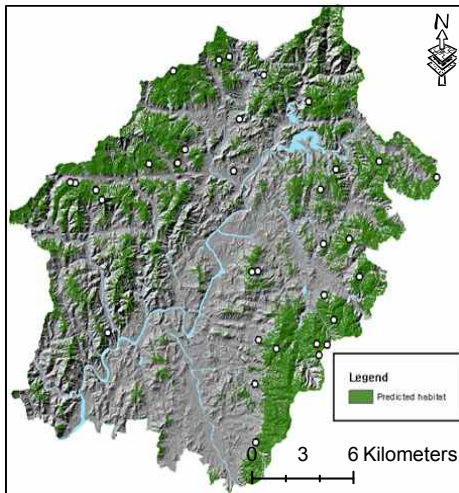


Figure 22. Leopard cat HSM

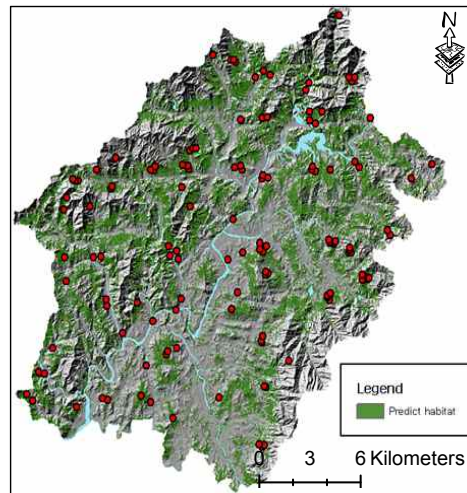


Figure 23. Water deer HSM

서식지적합성 모형에서는 삼의 서식밀도는 고라니에 비해서 떨어지는 것으로 보였으며 일부 지점은 서식지가 중복되는 것으로 보여주고 있었다. 삼은 주로 산림의 가장자리 고라니는 전반적으로 고르게 분포되어 있었으며, 낮은 경사지대와 따뜻한 남사면과 주로 수계주변에 서식분포 확률이 높았다.

1) 유역서식지 종풍부도

유역서식지에 대한 핵심서식지 추출을 위해서 종풍부도를 도출하였다. 삶과 고라니의 서식지적합성모형의 출현 지점의 값을 합산하여 Figure 24와 같이 산출되었다.

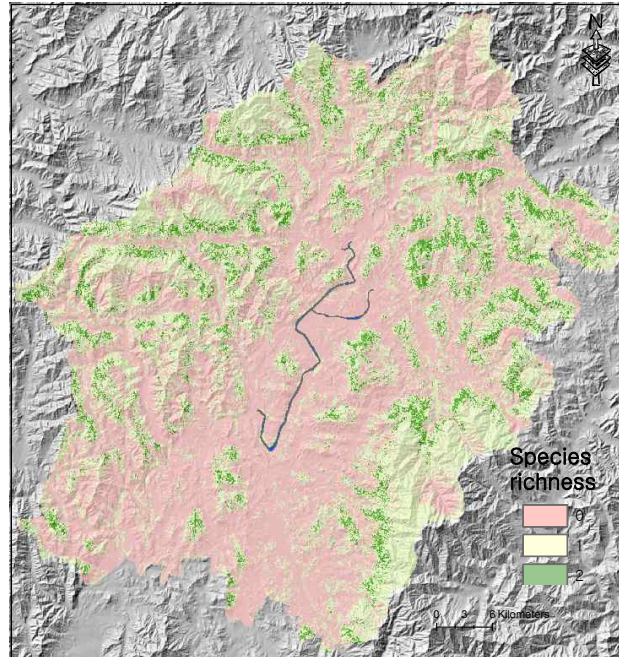


Figure 24. Mammal richness map in basin

Figure 24의 모형 결과에서는 해발 300~400m 일대의 산지에서 모형의 합산 결과인 종의 풍부도가 2의 값으로 제일 높았다. 이는 산지에서 두 종의 서식지가 중복되는 것으로 추정할 수 있었으며, 섬강 주변으로는 농경지와 연결된 산림과 자연제방 지역이 종 풍부도가 높은 것을 확인할 수 있었다. 이는 농경지의 수로를 이용해서 인접지역의 산림까지 이동하고 삶의 주 먹이원인 설치류가 있는 농경지를 선호하는 것으로 추정할 수 있다. 각 종의 절대적 수가 차이가 나기 때문에 가치 평가 표준화를 위하여 가중선형조합법(WLC)을 이용하여 0~1 값으로 계산하였다.

3.2 수변 서식지 분석

(1) 포유류

수변 지역에 삶, 고라니, 수달에 대하여 로지스틱회귀모형을 이용하여 결과 Figure 25와 같이 나타났다. 로지스틱회귀모형의 결과는 모형의 적합도 검증, 모형의 분류 설명력, 각 회귀계수 값과 유의미성 및 분포확률로 나타난다. 모형의 분류설명력인 ROC곡선의 AUC의 면적을 이용하여 판단한다. AUC면적이 1에 가까울수록 분류를 정확하게 되었다고 할 수 있으며, 종속 변수인 출현/비출현을 얼마나 잘 식별해낼 수 있는 가를 측정하는 척도이다. 삶, 고라니, 수달의 AUC 면적은 각각 0.807, 0.777, 0.727로 비교적 유의한 것으로 나왔다.

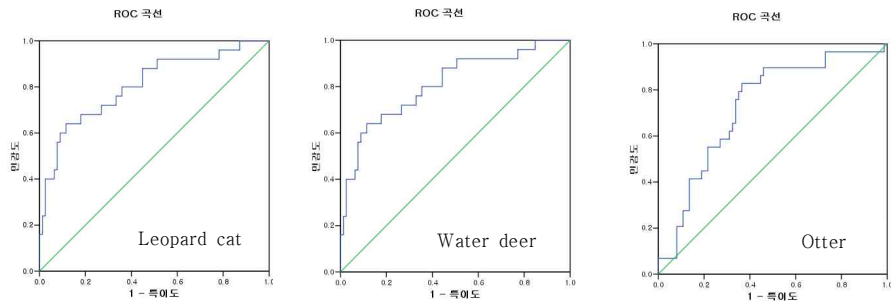


Figure 25. ROC curve for leopard cat, water deer, otter

일반적인 통계분석에서는 0.05를 기준으로 통계적 유의성을 판단하나 이 기준으로 로지스틱회귀모형을 결정하면 중요한 변수들이 누락될 가능성이 높기 때문에 기준을 조정하여 $P\text{-value} < 0.25$ 의 변수를 선정한다(Manen and Pelton, 1997; 서창완 2000). 추정계수의 결과에서는 Table 15와 같이 바위와 제방이 유의수준 0.25 근처에서 모두 유의한 것으로 보이고 있다.

삶의 서식분포 확률에 영향을 주는 유의한 변수는 Table 15와 같이 조류의 종풍부도(+), 수변 식생면적 비율과 왕복 2차선 도로 유무와 수변 농경지 비율(+) 선택되었다.

Table 15. Results of binary logistic regression analysis of leopard cat

Species	Habitat variables	B	Sig	Exp(b)
Leopard cat	Bird richness	.548	.018	1.729
	Riparian vegetation area and percent	0.018	.0265	1.018
	Two-lane road	-2.738	.023	.065
	Riparian farmland percent	.060	.012	1.061

삶의 선행 연구 결과에서는 농경지(이배근, 2003), 낮은 지대의 풀밭(최태영, 2007), 하천변 수변식생(최태영, 2012)로 주로 나타나 있으며 식이물 분석에서는 이오선(2013)은 삶의 대변에서 포유류(대륙밭쥐, 등줄쥐)와 조류의 식이물이 발견된 것을 보고하였다. 본 연구의 분석 결과에서는 설치류가 많이 분포하는 농경지와 서식요소로 잘 알려진 식생이 유의미하게 나왔으며 조류의 종풍부도가 높은 곳이 삶의 서식지적합성 확률과 연관성이 높게 나왔다. 이는 삶의 먹이원과 주로 관련이 있는 것으로 추정할 수 있었으며, 도로에 대한 영향은 2차선 이상의 도로 인근에서 부정적인 결과를 보여주고 있었다. 이는 도로가 있더라도 무조건 영향을 받기보다는 통행량과 도로의 폭과 관련이 많은 것으로 보인다.

고라니의 서식분포 확률에 영향을 주는 유의한 변수는 수변식생(+), 자연제방(+), 인접지역 농경지 비율(+), 산림비율(+), 높은 곳이 좋은 것으로 분석결과 나타났다(Table 16).

Table 16. Results of binary logistic regression analysis of water deer

Species	Habitat variable	B	Sig	Exp(b)
Water deer	Riparian vegetation(%)	0.024	0.064	1.025
	Natural levee	1.736	0.002	5.672
	farmland in adjacent areas(%)	0.022	0.187	1.022
	forest in adjacent areas(%)	0.032	0.059	1.032

이는 선행연구의 결과인 농업지역(박효민, 2013)과 야산, 초지, 영급(김원명, 2009; 최태영, 2007)의 서식지 선호특성과 일치하였다. 수면에서는 추가적으로 자연제방과 식생 비율이 서식 선호 특성으로 분석되었다. 수면에서 인접지역의 서식지로 이동할 때 우제류는 밭둑으로 인해 인공제방의 큰 크리트로 이동하는데 어려움을 가지고 있어 자연제방을 더 선호할 것으로 보이며, 농경지와 산림비율이 높은 것은 농경지나 산림과 같은 자연적인 토지 피복을 선호하는 습성과 일치하는 것으로 볼 수 있었다.

수달의 서식분포 확률에 영향을 주는 유의한 변수는 Table 17처럼 수면에 바위, 제방, 시가화 건조지와와의 거리, 인접지역 농경지 비율로 선택되었다.

Table 17. Results of binary logistic regression analysis of eurasian otter

Species	Habitat variable	B	Sig	Exp(b)
Eurasian otter	Instream rock outcrop	0.605	0.014	1.832
	Levee	0.901	0.065	2.461
	Distance to built-up	0.001	0.145	1.001
	farmland in adjacent areas (%)	0.021	0.042	1.021

선행연구의 결과에서는 수달은 하천의 폭이 넓은 곳, 수면에 큰 바위가 있는 구간과 주변 토지피복이 농경지로 둘러싸인 구간을 선호하였다(문화재청, 2001; 강정훈, 2012) 반면 시가화 지역과 가까울수록 식생의 분포가 적고 제방이 인공화 될수록 서식지 적합도가 떨어지는 것으로 나왔다(이상돈 등, 2005). 이러한 결과는 수달은 섭식 및 배설장소를 위한 바위가 필요하며, 인공제방으로 인해 먹이가 줄고 서식공간이 사라져 선호하지 않는 것으로 볼 수 있다. 선택된 모형들의 서식지적합성확률과 출현 및 비출현 자료를 이용하여 민감도가 가장 높고 특이도가 가장 낮은 지점의 절단 값을 찾았다. 이를 이용하여 삼은 0.3, 고라니는 0.31, 수달은 0.4를 기준으로 Figure 26, 27, 28과 같이 서식지적합성 모형으로 변환하였다.

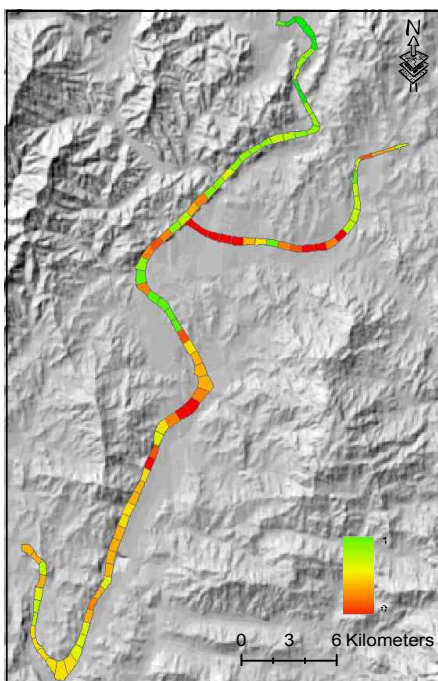


Figure 26. Habitat suitability map for leopard cat

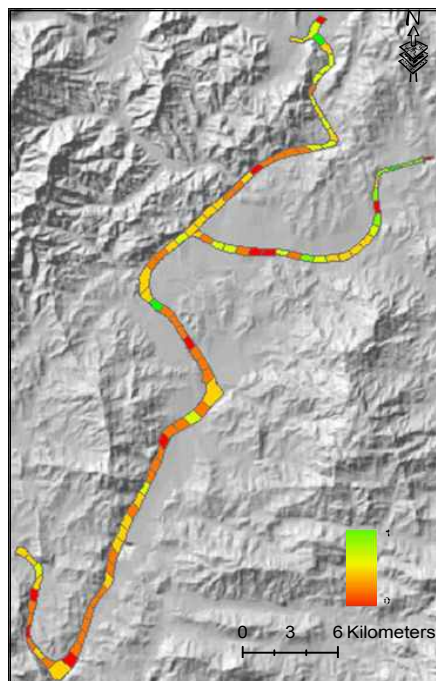


Figure 27. Habitat suitability map for water deer

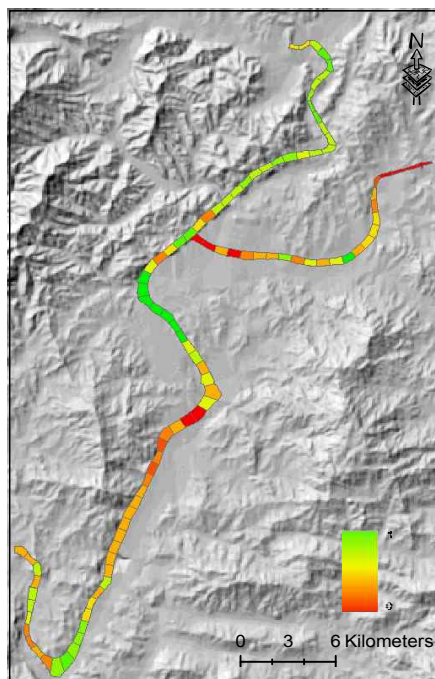


Figure 28. Habitat suitability map for otter

(2) 양서과충류

양서과충류는 현지조사에서 16종이 발견되었으며, 발견흔적이 7개 이상인 6개의 종을 대상으로 임의 비출현 자료를 생성하여 로지스틱회귀모형을 이용하여 서식지 분포 모형을 구축하였다. ROC 곡선의 AUC 면적은 Table 18처럼 대부분 0.7 이상으로 유의하게 나왔다.

Table 18. Results of binary logistic regression analysis of amphibian

Species	Habitat variable	B	Sig	Exp(b)	ROC	Cut off
Black-spotted pond frog	Distance to vegetation	-0.001	0.265	0.999	0.77	0.25
	Vegetation in adjacent areas (%)	-0.048	0.025	0.953		
	Rock	1.949	0.107	7.019		
Tree-frog	Distance to vegetation	-0.029	0.247	0.971	0.75	0.27
	Rock	1.124	0.143	3.076		
	Water width	-0.016	0.165	0.984		
	Waterway	0.925	0.193	2.522		
Dybowski's brown frog	Rock	4.488	0.109	88.954	0.91	0.21
	Distance to waters	-0.013	0.184	0.987		
	Waterway	-3.610	0.191	0.027		
Wrinkled frog	Riparian farmland (%)	-2.526	0.231	0.080	0.95	0.26
	farmland in adjacent areas (%)	0.102	0.104	1.107		
	Waterway	3.272	0.171	26.359		
	Rock	4.257	0.107	70.629		

무미목의 개구리과들의 모형의 결과를 살펴보면 서식지적합성 확률에서 선택된 변수들은 Table 18처럼 식생, 바위, 수로가 선택되었다. 개구리과의 서식특성은 저수지, 논, 농수로, 하천 주변의 초지와 낙엽, 산림지역의 발 주변과 산지습지와 동면에는 물속 돌 아래 사는 특성을 가진다(한국양서과충류 생태도감, 2011). 또한, 현지조사에서 무미목들은 버드나무군락과 초지가 넓게 분포하는 곳에서 주로 서식하는 것으로 확인되었으며, 산지 숲 가장자리의 초지지역에서 청음 또는 육안으로 관찰되었다. 북방산개구리와 음

개구리는 하상이 돌로 이루어진 중·상류 지역에 서식밀도가 높은 것으로 조사되어 분석 결과 이러한 환경을 잘 반영된 것으로 보인다. 청개구리의 서식지적합성지도는 Figure 29와 같다. Figure 29의 결과에서는 적합도가 떨어지는 지점 황성읍 주변으로 수변림이 거의 없으며, 자전거 도로나 산책로가 조성되어 있고 인공제방이 있는 지점이다. 반면 적합도가 높게 나오는 지점인 섬강의 상류부 자연제방으로 이루어져 있으며, 수변림이 잘 조성되어 있으며, 산림 및 농경지와 인접해 있는 지역으로 서식환경이 좋은 곳으로 분석되었다.

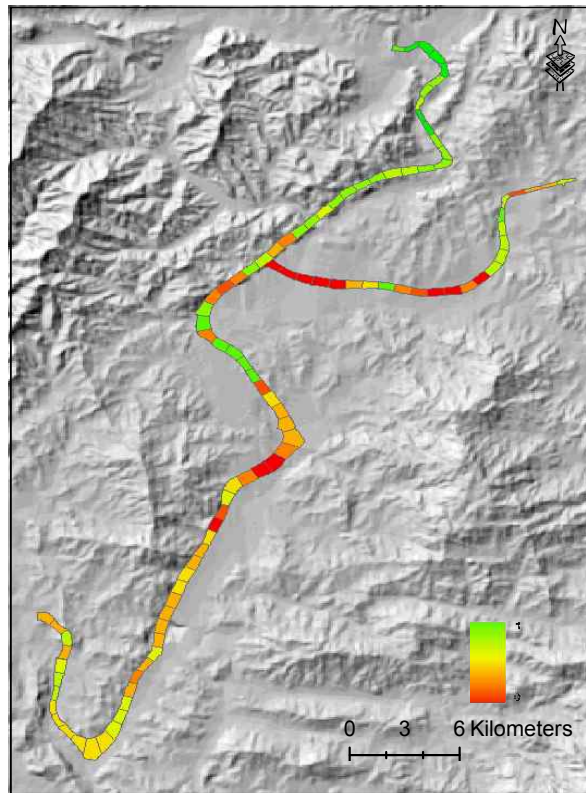


Figure 29. Habitat suitability map for tree-frog

자라의 서식지 분석결과에서 식생, 수로, 바위, 하천 폭이 선택되었다. 자라는 강과 하천, 호수, 저수지에 관찰되며, 주로 모래톱, 경작지, 초지 알을 낳는 특성이 있다(한국 양서파충류 생태도감, 2011).

Table 19. Results of binary logistic regression analysis of snapping turtle

Species	Habitat variable	B	Sig	Exp(b)	ROC	Cut off
Snapping turtle	Distance to vegetation	-0.007	0.272	0.993	0.78	0.28
	Waterway	1.013	0.160	2.753		
	Rock	1.450	0.064	4.261		
	Water width	0.016	0.237	1.016		

자라의 서식지 적합성 모형에서는 Table 19처럼 서식특성이 반영되어 식생과의 거리가 가까울수록, 수로가 있고, 바위, 하천 폭이 넓을수록 서식 확률이 높은 것으로 추정할 있었다. 자라의 서식지 적합성지도는 Figure 30과 같다.

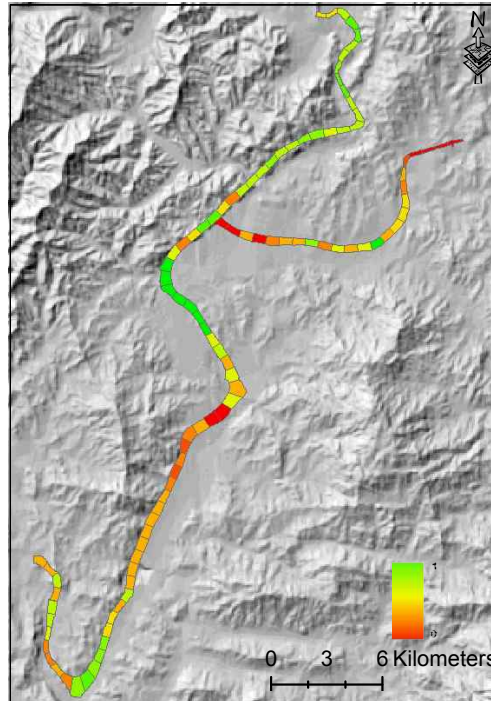


Figure 30. Habitat suitability map for snapping turtle

유혈목이 서식지 적합성 결과에서는 Table 20처럼 인접지역의 식생 비율, 바위 두 가지만 선택되었다. 유혈목이는 산림지역, 하천, 호수, 습지, 경작지, 초기를 비롯해 어류와 소형 설치류를 잡아먹으며 우리나라 전역에서 쉽게 관찰된다(한국 양서파충류 생태도감, 2011). 이런 유혈목이의 식생비율과 같은 일부 특성은 반영되어 결과를 나타내고 있으며 수면에 바위가 있는 곳은 급여울과 같은 다양한 서식처를 형성하여 어류의 종다양도가 높고 풍부한 곳이다. 이에 바위가 변수로 선택된 것으로 추정된다.

Table 20. Results of binary logistic regression analysis of red-sided water snake

Species	Habitat variable	B	Sig	Exp(b)	ROC	Cut off
Red-sided water snake	Vegetation in adjacent areas (%)	0.043	0.213	1.044	0.85	0.21
	Rock	2.070	0.096	7.927		

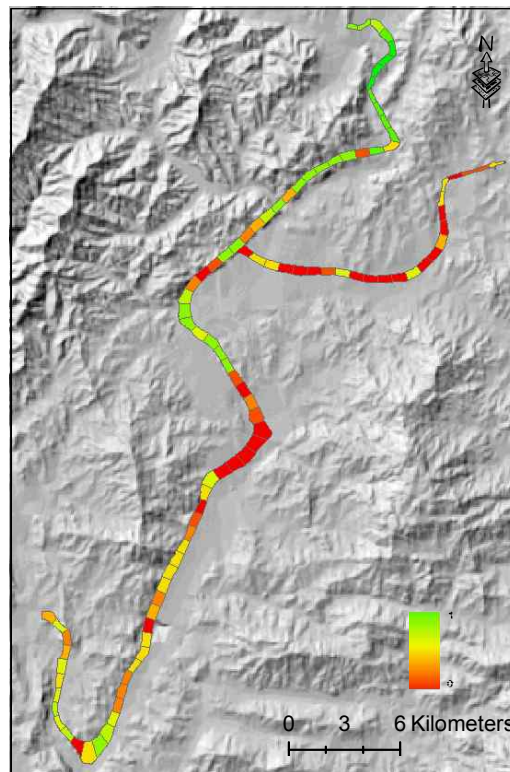


Figure 31. Habitat suitability map for red-sided water snake

1) 수변서식지 종풍부도

(1) 포유류

수변서식지의 포유류 종풍부도는 삼, 고라니, 수달의 서식지 예측모형의 값을 Figure 32처럼 합산하여 도출하였다.

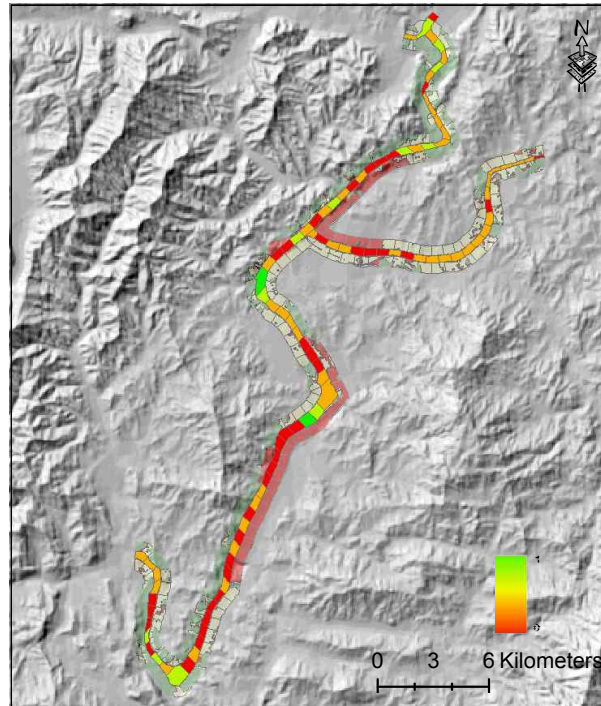


Figure 32. Mammal richness map in riparian habitat

결과에서는 종 풍부도가 높은 지점은 제방의 양안 중 한 곳이라도 농경지 또는 산림이 인접해 있거나 자연제방인 지점이 높았다. 다만, 인공제방과 펜스가 있는 지점이라도 수변의 식생의 피복율이 높고 인접지역으로 이동이 가능한 수로가 있으면 종풍부도는 다소 높은 것을 볼 수 있었다. 이는 휴식이나 취식을 위해서 인접산림에서 농경지와 수로를 통해서 수변까지 이동을 자유로워 종의 풍부도가 높은 것으로 추정할 수 있다. 핵심서식지 분석을 이용해서 0~1값의 표준화를 위해 가중선형조합법을 이용하였다.

(2) 양서파충류 종풍부도

양서파충류는 청개구리, 북방산개구리, 올챙이, 유혈목이, 자라 등 총 6개의 개체의 서식지적합성모형의 합산을 통해서 종풍부도를 도출하였다 (Figure 33).

결과를 살펴보면 수변과 농경지 인접지역, 식생비율이 높고 거리가 가깝고 지류와 인접해 있는 곳이 종 풍부도가 높았다. 반대로 시가화 건조지역에서 가깝고 지류가 없는 곳은 상대적으로 종 풍부도가 떨어지는 것을 확인할 수 있었다. 핵심서식지분석을 위해서 최종적으로 Figure 33처럼 선형가중조합을 통해서 표준화하였다.

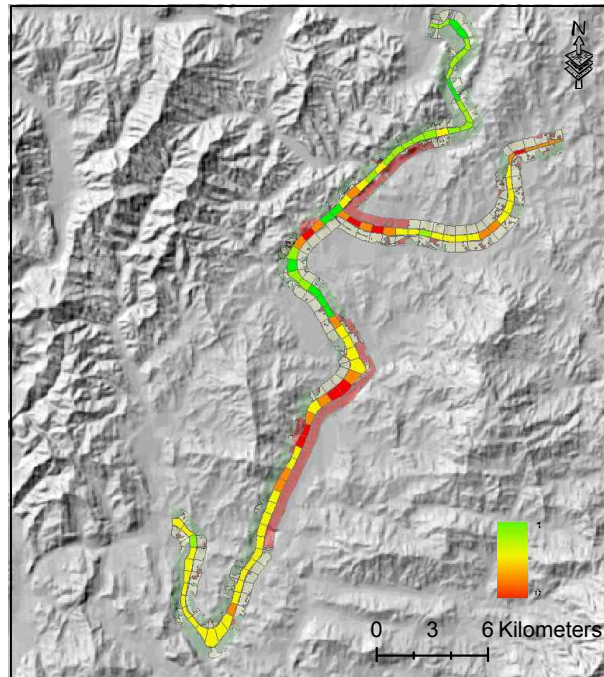


Figure 33. Amphibian/Reptile richness map in riparian habitat

(3) 조류 종풍부도

조류의 종풍부도에 영향을 주는 변수를 선택하기 위해서 상관분석을 이용하여 유의미한 변수를 선택 후 선형 다중선형회귀모형을 적용하였다. 선형 다중회귀모형의 결과는 적합도 검증 항목인 조정결정계수(adjusted R^2)와 유의확률(P-Value)과 변수간의 공선성을 나타내는 Durbin-Watson의 값의 결과를 보여준다. 조정결정계수는 0.803으로 모형 예측력은 80%를 설명할 수 있는 것으로 나타났으며 유의확률 P값은 0.001 미만으로 분석되어 매우 적합한 것으로 나타났다. Durbin-Watson은 2.14로 변수간의 공선성이 없는 것으로 확인되었다.

Table 21. Results of multiple linear regression analysis

R	R^2	Adjusted R^2	Std. Error of the Estimate	F	Sig.	Durbin-Watson
0.921	0.832	0.803	0.89249	28.150	0.000	2.14

모형에 선택된 변수는 Table 22처럼 바위, 인접지역 시가화 건조지역 면적 및 농경지에서의 거리가 변수로 선택되었다. 선택된 변수를 살펴보면 시가화 건조지역의 면적이 가장 유의확률이 높았으며, 그리고 농경지와 거리 및 바위의 유무였다.

Table 22. Results of model

Habitat variable	Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.
	B	Std. Error	Beta		
Instream rock out crop	1.553	0.523	0.358	2.970	0.009
Built-up area in adjacent areas	-2.221	0.558	-0.489	-0.3981	0.001
Distance to farmland	-1.821	0.626	-0.402	-2.909	0.010

인접지역의 시가화 건조지역 면적이 음(-)으로 나온 것은 시가화 면적이

작을수록 조류에게 심각한 간섭 및 위협요인이 될 수 있는 주택가와 같은 요소로부터 영향을 덜 받을 수 있으며 농경지와 거리 변수가 음(-)의 관계로 나타난 것은 조류의 먹이를 제공하는 농경지가 가까우면 곡식이나 과실류를 섭식하기 위해 많은 종이 모여들어서 종 다양도가 높아지는 것으로 추정할 수 있다. 수면 위 바위는 양서류와 조류의 산란 또는 어류의 서식처로 먹이를 취식할 수 있기 때문에 종 풍부도가 높아지는 것으로 판단되었다. 조류의 종 풍부도식은 종속변수 Y 값으로 나머지 독립변수 바위(X_1), 인접지역 시가화 건조지역 면적(X_2) 및 인접지역 농경지와 거리(X_3)를 독립변수를 하는 선형 회귀식으로 조류의 종 풍부도 지도를 생성하였다.

$$Y = 7.348 + 1.553 * X_1 - 2.221 * X_2 - 1.821 * X_3$$

종 풍부도 지도는 핵심서식지분석을 위해서 가중선형조합을 이용하여 Figure 34처럼 표준화시켰다.

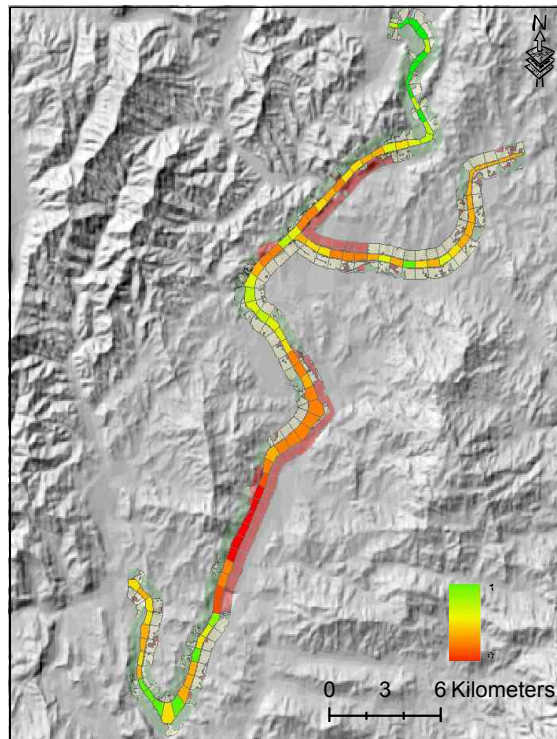


Figure 34. Bird richness map in riparian habitat

(4) 어류 종풍부도

어류의 종풍부도에 영향을 주는 변수를 선택하기 위해서 상관분석을 이용하여 유의미한 변수를 선택 후 선형 다중선형회귀모형을 적용하였다. 선형 다중회귀모형의 결과는 적합도 검증 항목인 조정결정계수(adjusted R^2)와 유의확률(P-Value)과 변수간의 공선성을 나타내는 Durbin-Watson의 값의 결과를 보여준다. 조정결정계수는 0.62로 모형 예측력은 62%를 설명할 수 있는 것으로 나타났으며 유의확률 P값은 0.001 미만으로 분석되어 매우 적합한 것으로 나타났다.

Table 23. Results of multiple linear regression analysis

R	R^2	Adjusted R^2	Std. Error of the Estimate	Durbin-Watson
0.76	0.67	0.62	0.17	1.72

모형에서 선택된 변수는 Table 24와 같이 유속, 급여울, 하천 폭, 수변의 면적 등으로 나타났다. 결과를 살펴보면 유속은 양(+)의 값을 나타내는데 유속이 상대적으로 빠르면 다양한 급여울 및 바위와 같은 다양한 지형적인 요소로 미소서식지가 발달되어 풍부도 지수가 높아진다(최준길 외, 2008). 수변 면적이 넓은 지역은 어류의 산란과 서식처를 제공하는 그늘 등 서식조건이 유리한 장점을 가지고 있으며, 하천 폭이 좁으면 다양한 서식처 유형이 나타나 종 풍부도가 높은 것으로 추정할 수 있었다.

Table 24. Results of model

Habitat variable	Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.
	B	Std. Error	Beta		
Flow Velocity	0.491	0.133	0.470	2.165	0.02
Riffle	0.620	0.152	0.335	3.224	0.03
Waterwidth	-0.026	0.034	-0.128	-1.664	0.05
Riparian area	0.392	0.45	0.442	2.313	0.04

중풍부도 모형은 핵심서식지 분석을 위해서 가중선형조합을 이용하여 0~1 값으로 표준화시켰다(Figure 35).

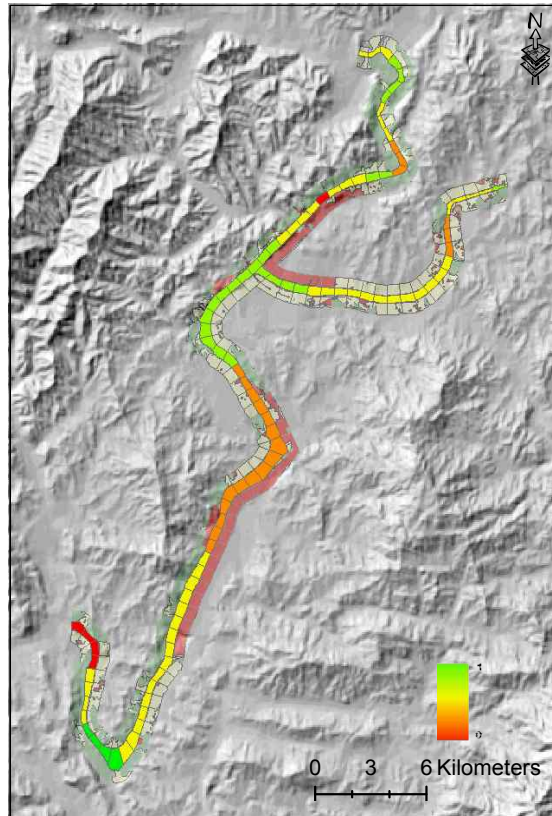


Figure 35. Fish richness map in riparian habitat

2) 수변서식지 희귀도

(1) 포유류 희귀도

희귀도는 서식지적합성 모형의 종의 출현 값(0, 1)에 역수의 가중치를 이용하여 Figure 36처럼 도출하였다. 분석결과는 가중선형조합법을 통해서 표준화시켰다.

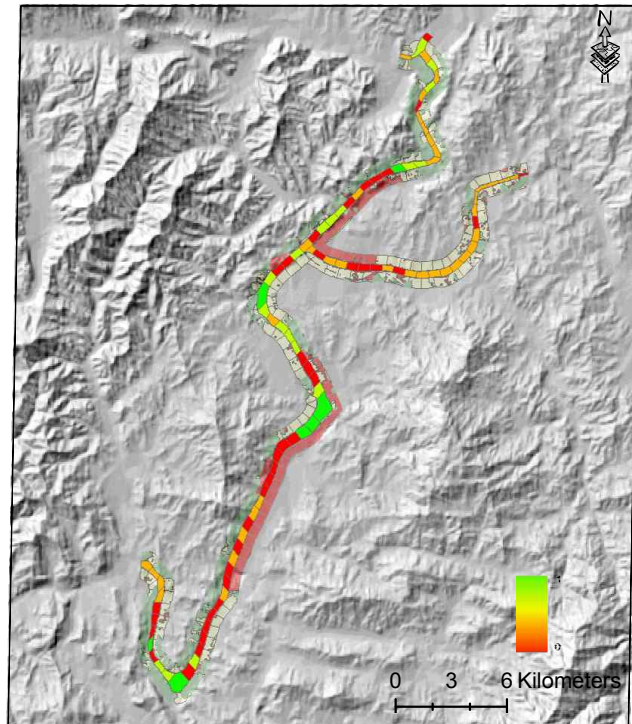


Figure 36. Rarity map for mammal

결과를 살펴보면 주로 자연제방이 있고 인접 지역에 농경지나 산림의 비율이 높은 지역이 희귀성이 높았다. 농경지나 산림의 피복 비율이 높아도 펜스와 같은 장애물이 있는 구간은 희귀성이 떨어지는 것을 볼 수 있었다. 이는 희귀성에서 높은 가중치가 적용된 삶과 수달의 영향이 큰 것으로 보이며 희귀성이 높은 지역은 주로 법정 보호종인 삶이나 수달이 출현했던 지점으로 확인이 되었다.

(2) 양서파충류 희귀도

양서파충류의 희귀성 결과에서는 농경지 인근과 산지 주변에 희귀성이 높았으며, 시가화 건조지역 인근은 대부분 희귀성이 낮게 나왔다(Figure 37). 북방산개구리가 제일 희귀성이 제일 높았으며, 유혈목이가 그다음으로 높았다. 북방산 개구리의 주요 서식특징은 하천, 산간에 살다가 논, 저습지로 내려와 산란하는 것이 특징으로 연구지역의 수변은 습지나 논이 분포가 적기 때문에 희귀도에 영향을 준 것으로 추정할 수 있다. 희귀성이 낮은 지역은 무미목 개구리와 중 청개구리나 옴개구리와 참개구리가 서식하기 좋은 환경을 가지고 있는데 주로 하천과 지류 등의 물속 돌이 있는 곳으로 희귀성이 낮은 것을 확인할 수 있었다.

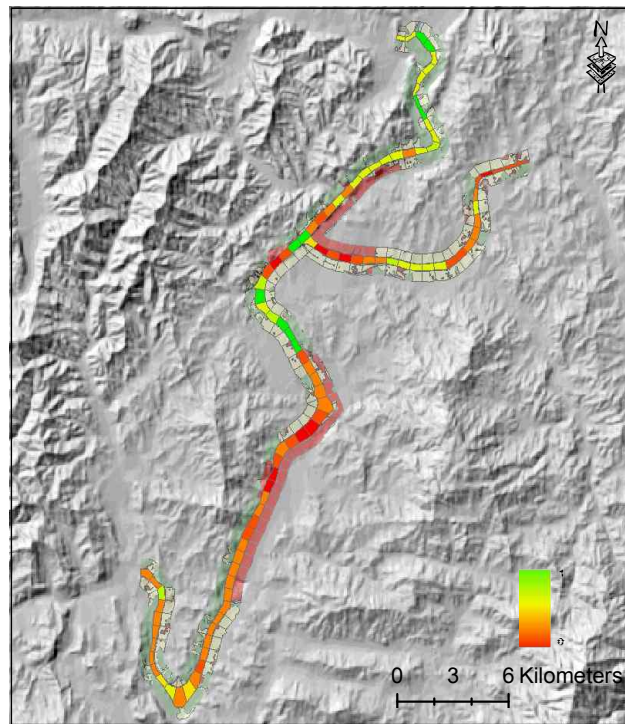


Figure 37. Rarity map for amphibian and reptile

(3) 조류 희귀도

조류의 희귀도 분석결과에서는 Figure 38처럼 시가화 건조지역이 인접해 있는 지역을 제외하고는 대부분 희귀성이 높게 나왔으며, 희귀성이 높은 지점은 대부분 하상의 저질이 자갈밭이고 식생의 피복률이 높은 곳으로 논, 산지와 인접해 있다. 희귀도가 높은 종들은 위기종인 흰목물떼새나 큰말뚝가리 외에 황조롱이, 북방검은머리, 알락할미새 등의 서식지가 적게 분포되어 있어 반영된 것으로 보인다. 멸종위기종인 흰목물떼새나 큰말뚝가리의 등의 주요 서식처인 자갈, 모래와 취식장소 등이 높은 희귀성 지수를 나타내고 있는 것으로 분석되었다.

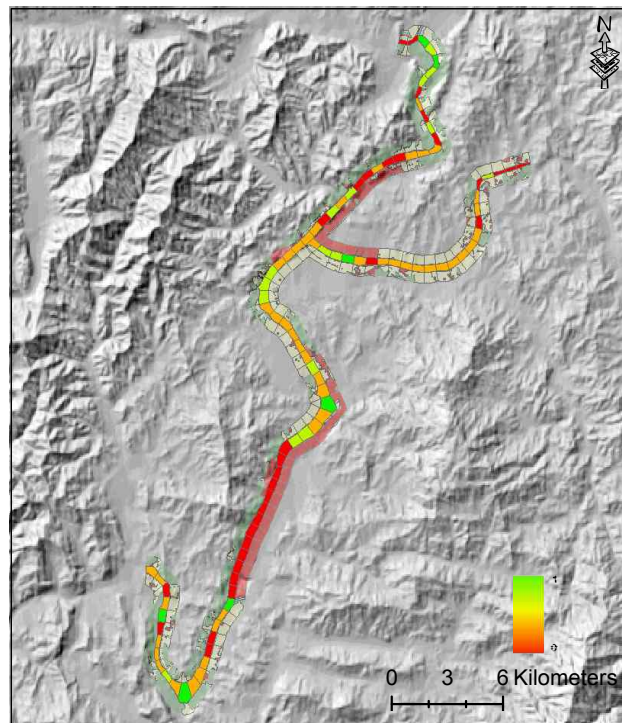


Figure 38. Rarity map for bird

(4) 어류 희귀도

어류 희귀도 분석결과에서는 Figure 39처럼 하천정비공사로 인해 수로가 직강화된 전천과 시가화건조지역 인근이 희귀성이 가장 낮았으며, 하천폭이 넓고 섬강과 전천이 하류하는 지점과 하도습지가 있는 하류지점에서 희귀성이 높게 나왔다. 희귀도가 높은 지점들은 고유종인 줄납자루(*Acheilognathus yamatsutae*), 멸종위기 II 꾸구리, 대륙종개(*Orthrias nudus*), 새코미꾸리(*Cobitis rotundicaudata*), 쏘가리(*Siniperca scherzeri*) 종들의 주요서식처였다. 이러한 종들은 서식특징은 물이 맑고 큰 자갈이나 바위가 많으며(한국 어류검색도감, 2002), 하천의 중상류에 분포하는 특징으로 이러한 서식처의 특징을 반영한 것으로 추정된다.

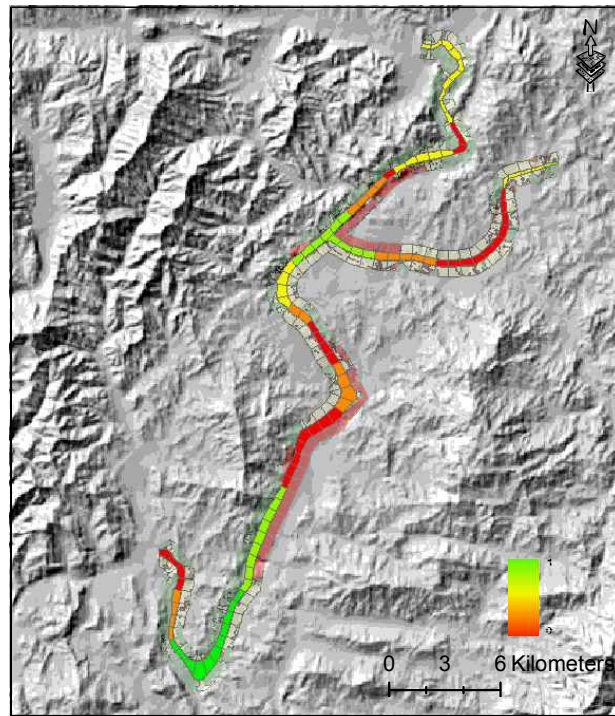


Figure 39. Rarity map for fish

4. 연결성 평가

4.1 종적연결성 평가

수변의 종적 연결성 평가는 수달의 서식지분석결과와 삶, 고라니, 조류, 양서파충류, 어류의 종풍부도, 희귀도를 이용하여 Figure 40처럼 도출하였다. 종적연결성이 낮게 평가된 지점들은 대부분 제방공사로 인해 수변의 완충지(Riparian buffer)가 거의 없고 보(洑)가 설치되어 있거나 수변 쪽으로 산책로나 농로 및 자전거도로가 있는 것이 특징이었다.

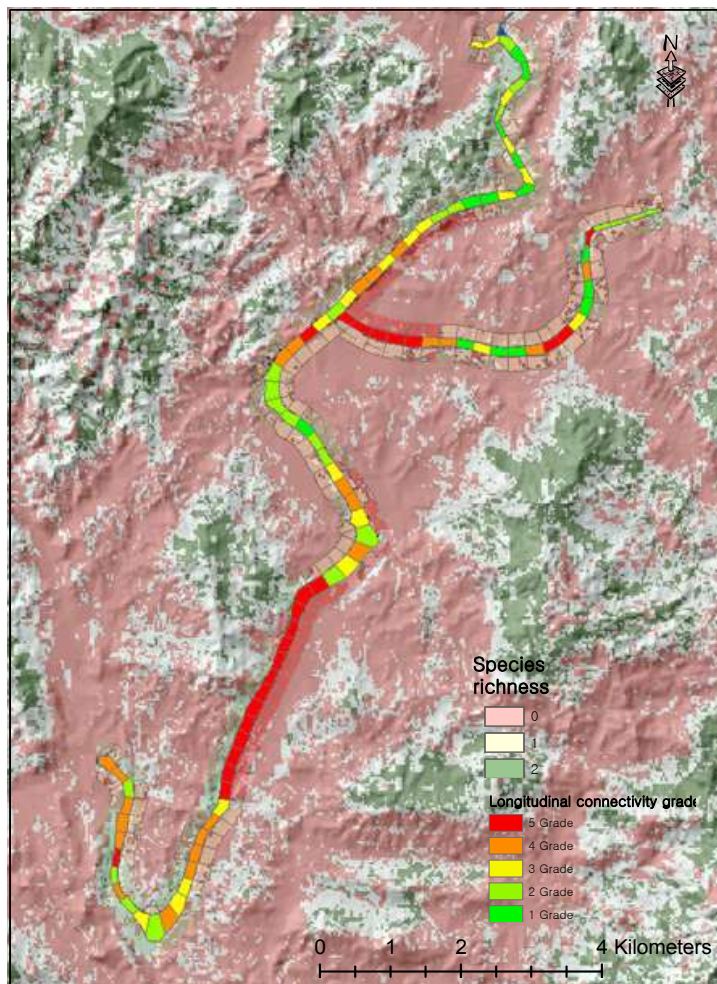


Figure 40. Result of longitudinal connectivity evaluation

Table 25. Habitat characteristics of longitudinal connectivity

Variable	Grade	Sample(N)	Average	Standard deviation	Standard error	P-value
Farmland in adjacent areas (%)	1	19	59.85	22.72	5.21	0.05
	2	19	38.55	21.074	4.83	
	3	36	40.47	24.51	4.08	
	4	26	36.78	32.06	6.28	
	5	4	30.63	30.98	15.49	
River width	1	19	45.76	28.77	6.60	0.03
	2	19	70.33	34.06	7.81	
	3	36	67.80	28.68	4.78	
	4	26	62.48	35.52	6.96	
	5	4	42.77	20.88	10.44	
Built-up in adjacent areas (%)	1	19	6.33	13.76	3.15	0.01
	2	19	7.03	16.77	3.84	
	3	36	6.85	18.24	3.04	
	4	26	4.84	15.81	3.10	
	5	4	8.66	15.28	7.64	
Distance to forest	1	19	25.79	52.13	11.96	0.09
	2	19	13.39	41.21	9.45	
	3	36	22.16	43.48	7.24	
	4	26	38.12	67.53	13.24	
	5	4	174.11	164.94	82.47	
Distance to farmland	1	19	0.	0.	0.	0.09
	2	19	2.17	4.11	0.94	
	3	36	0.60	1.80	0.30	
	4	26	60.20	136.38	26.74	
	5	4	27.70	50.05	25.02	
Riparian bare land (%)	1	19	27.94	36.83	8.45	0.048
	2	19	11.06	13.72	3.14	
	3	36	10.52	20.12	3.35	
	4	26	14.25	23.00	4.51	
	5	4	8.41	10.65	5.32	

Table 25에 종적연결성이 평가 결과를 살펴보면 서식밀도와 질이 가장 좋은 등급인 1등급(매우 좋음)으로 분류된 지점의 환경적인 특징은 다음과 같았다. 인접지역의 농경지 비율과 수변의 모래/자갈의 비율이 높은 것이 특징이었으며, 수면 위 바위가 많고 지류가 인접해 있으며, 제방의 양안이 자연제방으로 둘러싸여 있다.

농경지는 삶의 먹이원인 설치류의 밀도가 높고(최태영, 2006) 곡식이나 과일류를 먹이원으로 하는 조류가 선호한다(이슬기, 2011). 수면위의 바위와 수변의 다양한 저질은 수달에게는 물에서 활동 후 휴식 장소이며 영역표시를 위한 배설장이며(문화재청, 2001), 지류는 수달이 수로박스를 통해 인접 지역으로 이동을 용이하게 한다(환경부, 2007). 돌과 자갈이 있는 강에 서식하는 물떼새의 특징을 반영한 것으로 보인다(구태회, 2000). 하천 폭이 좋고 자갈과 모래 면적이 높는데 이러한 지점은 다양한 미소서식환경을 가지고 있어 어류의 종풍부도가 높은 지역이다(최준길, 2009). 양서파충류에게는 모래, 자갈과 인접지역의 농경지 비율이 높은 것은 부유물질에 의한 먹이자원과 무미목의 서식처로 이용된다(한국양서파충류 생태도감, 2011). 이러한 다양한 생물의 환경특징을 포함하고 밀도가 높은 곳으로 환경 조건이 가장 좋은 지점으로 분류된 것으로 볼 수 있다.

2등급(좋음)으로 분류된 지점은 식생과 농경지의 거리 변수가 가장 높은 상관성을 나타냈다. 이러한 결과는 횡적이동을 위한 주요 연결지점으로 파악된다. Figure 41에서처럼 종적 코리더의 2등급으로 분류된 지점의 연결성 분석결과를 살펴보면 대부분 이동이 양호한 지점으로 나타났으며 수변인접 지역의 유역서식지의 종 풍부도가 높은 지역이 대부분 2등급의 특징을 가지고 있다. 삶이나 고라니는 수변의 접근에서 가장 중요한 요소로 산림과의 거리와 면적으로 산림과 하천사이의 토지피복이 가능하면 농경지와 같은 자연적인 요소를 선호하는 것으로 나타나있다(최태영, 2006; 야생동물 흔적도감, 2006).

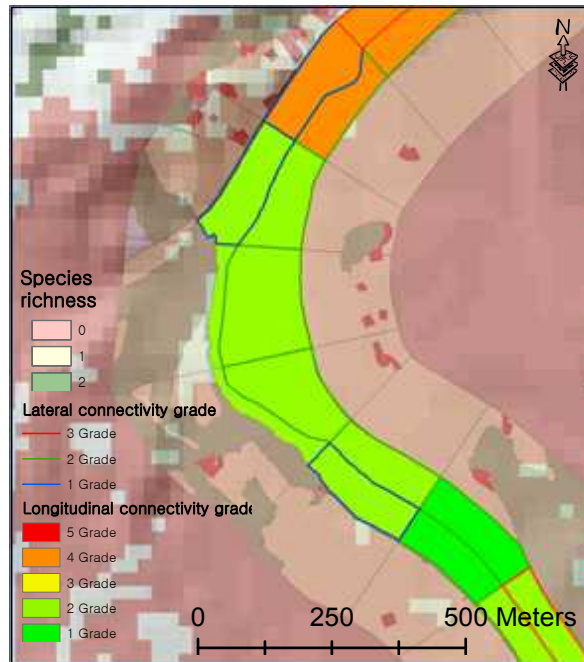


Figure 41. Evaluation analysis of longitudinal and lateral connectivity

3등급(보통)으로 분된 지점은 전반적으로 환경조건들이 중간의 값을 나타내고 있으나 인접지역의 시가화 건조지역이 상대적으로 다소 높은 것으로 나타났다. 하지만 농경지의 비율과 거리가 2등급 보다 더 높고 가까워 인위적인 간섭은 있으나 먹이 및 서식의 질에 의해서 등급이 분류 된 것으로 보인다.

4등급(나쁨)은 전반적으로 먹이자원이나 휴식 및 이동을 위한 서식조건에 서는 좋지 못하지만 인위적인 간섭인 가장 적은 것이 특징이다. 4등급의 지점은 식생과 농경지나 비율이 낮고 시가화건조지역의 비율이 높아 인위적인 간섭이 심하고 먹이자원이 풍부하지 못할 것으로 추정할 수 있다. 이는 이동이나 휴식을 취할 수 있는 식생과 농경지와 같은 자연요소의 부족인해 인위적인 간섭에 가장 노출이 심할 곳으로 판단되는 곳으로 서식처로서 환경조건이 가장 떨어지는 곳이다.

4.2 횡적연결성 평가

횡적 연결성 평가를 위해서 삶과 고라니를 대상으로 연결성 분석을 하였다. 분석 범위는 자연제방을 제외한 인공제방 구간을 대상으로 실시하였다. 모형의 결과 삶의 절단 값은 0.17과 ROC곡선의 AUC면적은 0.991로 나타나 분류가 정확하게 되었다고 할 수 있다. 삶의 연결성 분석 결과를 살펴보면 수변의 농경지 비율이 높고(+) 지류와의 거리가 가깝고(-) 수변에서 인접지역으로 이동이 가능한 배수구(+)가 있으면 연결성이 높은 곳으로 분석되었다(Table 26).

Table 26. Results of connectivity analysis of leopard cat

Species	Variable	B	Sig	Exp(B)	ROC	Cut off
Leopard cat	Riparian farmland(%)	.387	.058	1.473	0.991	0.17
	Distance to tributary	-.011	.089	.989		
	Culvert	.751	.204	2.119		

선행연구에서는 주로 설치류 밀도가 높은 논밭과 강을 끼고 있는 낮은 지대의 풀밭과 하천변 초지를 선호하고(Watanabe, 2003; 최태영, 2007) 행동권 연구에서는 삶은 하천 제방 안의 억새밭과 같은 초지를 선호한다(최태영, 2012). Choi and Park(2006)은 삶이 하천변의 자연초지에서 로드킬이 빈번하게 일어나는 이유를 이러한 서식지 유형이 다양한 야생동물에게 선호되는 것을 추정할 수 있다. 연구결과에서는 수변 지역에 농경지비율 높고 지류와 거리가 가까울수록 이동에 더 선호하는 것은 농경지는 삶의 주 먹이 원인 설치류 비율이 높고, 산림에서 하천으로 이동시 은폐를 통해서 이동이 가능하기 때문에 지류를 선호하는 것으로 추정할 수 있다. 특히, 대상지의 양안의 제방지역은 대부분 농경지와 도로에 인접해 있어 산림의 변수보다는 지류와 농경지 같은 이동과 취식의 요건의 적합한 변수가 선택된 것으로 되었다. 결과에서는 원형수로박스가 유의미하게 나왔는데 삶은 수변서식지에

서 인접서식지로 이동할 때 원형수로박스를 이용할 가능성이 많다는 것을 보여주고 있다. 이러한 결과는 최태영(2006)의 야생동물의 도로 횡단 특성 분석과 일치하는 것으로 연구결과에서는 너구리 삶과 같은 중소형 식육목의 경우 지름 70cm 내외의 소규모 원형관을 포함한 다양한 도로 구조물을 이용하여 도로를 건너는 것이 확인되었다.

고라니의 연결성 분석 결과를 Table 27처럼 절단 값은 0.20로 나타났으며, ROC 곡선의 AUC 면적은 0.864로 유의성이 높게 나왔다.

Table 27. Results of connectivity analysis of water deer

Species	Variable	B	Sig	Exp(B)	ROC	Cut off
Water deer	Tributary	1.685	.019	5.390	0.877	0.20
	Waterway	.646	.258	1.907		
	Distance to farmland	-.123	.159	.885		
	Levee type	-.240	.062	.786		
	Distance to vegetation	-.003	.131	.997		
	Vegetation in adjacent areas(%)	.025	.200	1.025		
	one-lane road	-1.118	.068	.327		
	Farmland in adjacent areas (%)	.020	.286	1.020		

결과에서 고라니는 지류(+), 수로(+), 농경지와의 거리(-),제방형태(-), 인접지역 식생비율(+), 및 농경지(+), 농로를 제외한 왕복 1차선 도로(-)의 변수가 선택되었다. 고라니의 서식환경 선행연구에서 서식지 특징으로 경사도, 향, 활엽와 침엽수 및 혼효림에서의 거리, 수계와의 거리, 초지와와의 거리, 습지와와의 거리와 도로가 있었으며(김의경, 2011) 연구에서는 은신처는 수계를 인근으로 갈대밭이나 초지를 선호하며(이배근, 2003; 최서운 2003) 고라니 서식지 연구를 통해 고라니는 토지유형별로 침엽수림과 나지, 갈대밭, 20도 이상의 경사지, 남향, 수계에서 가까운 지역, 도로에서 먼 지역을 서식

지로 이용하는 것으로 분석되었다(최서윤, 2003). 박효민 (2013)의 고라니 행동권 분석에서는 산림지역, 습지, 농업지역, 초지, 수역의 순서대로 이용빈도가 나왔다. 선행 연구에서는 대부분 산림, 농경지, 습지, 수계, 도로와 같은 요소들이 서식 및 이동의 특징으로 도출되었다.

본 연구의 분석을 통해서 수변에서의 고라니의 이동확률은 지류와 수로가 주로 연관성이 높았으며 이는 지류의 수로를 통해서 몸을 은폐하면서 서식지에서 수변으로 이동하는 것으로 추정할 수 있었다. 농경지와와의 거리가 가깝고 인접지역의 식생 비율이 높을수록 이동에 쉬운 것으로 나왔는데, 이는 유의에서 수변으로 접근할 때 자연적인 토지 피복을 선호하고 은폐가 가능한 토지 피복을 선호하는 것으로 볼 수 있다. 결과는 제방형태에 따라 달랐고 인공제방이라도 녹화가 되어 있으면 이동 확률이 높았다. 또한 차량의 통행이 적은 농로는 이동에 영향을 주지 않았으나, 차량 통행이 잦은 2차선 이상 도로에서는 민감하게 반응하는 것으로 나타났다.

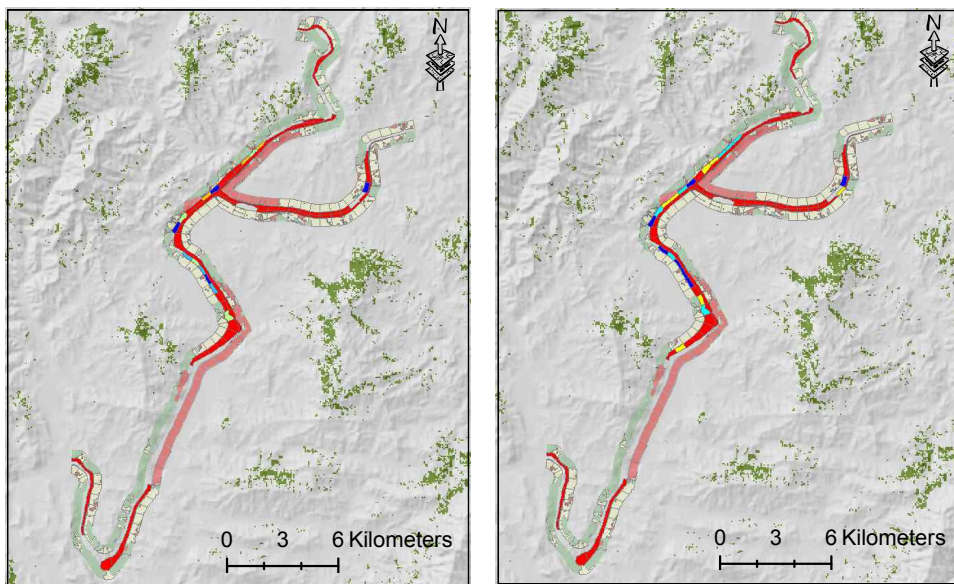


Figure 42. Connectivity analysis for leopard cat and water deer

연결성 분석결과에 대하여 절단 값을 이용하여 삶과 고라니에 대하여 이동 및 비이동에 대한 연결성확률지도는 Figure 43과 같이 생성하였다.

Figure 43에서처럼 삶은 주로 높은 연결성 구간은 수로가 있는 전천과 횡성이 합류부와 농경지와 연결되어 있는 부분이 높은 것으로 보였으며, 고라니는 삶과 비슷한 특징을 가지고 있었으나 삶에 비해서 더욱 다양한 장애물에 영향을 더 받는 것을 확인할 수 있었으며, 주로 농경지 인근 및 산림 등을 선호하며, 자전거로도와 산책로가 설치되어 있는 횡성군 인근은 연결성 분석이 떨어지는 것을 볼 수 있었다.

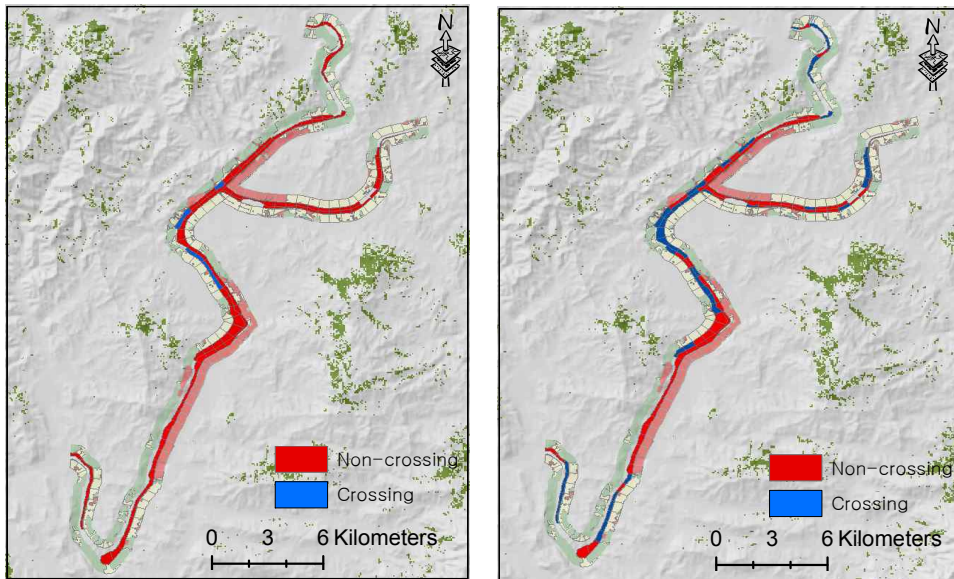


Figure 43. Connectivity model for water deer

삼과 고라니의 연결성분석 모형을 합산 결과와 유역의 종풍부도 결과를 이용하여 횡적 연결성 평가결과 지도를 Figure 44처럼 도출되었다. 결과에 서는 횡적 연결성이 좋은 지점은 Figure 44처럼 유역의 종풍부도가 높고 수 변까지 연결된 지점으로 확인 되었으며, 주로 수로박스와 개방도가 높은 다 리 밑의 통로등이다. 안 좋은 구간은 제방에 펜스가 있으며, 수변과 연결된 인접지역의 농경지에 수직제방이 있어 이동에 방해를 주는 지점이었다. 횡 적 연결성 분석에 대한 서식처의 환경적 특성은 Table 28과 같다.

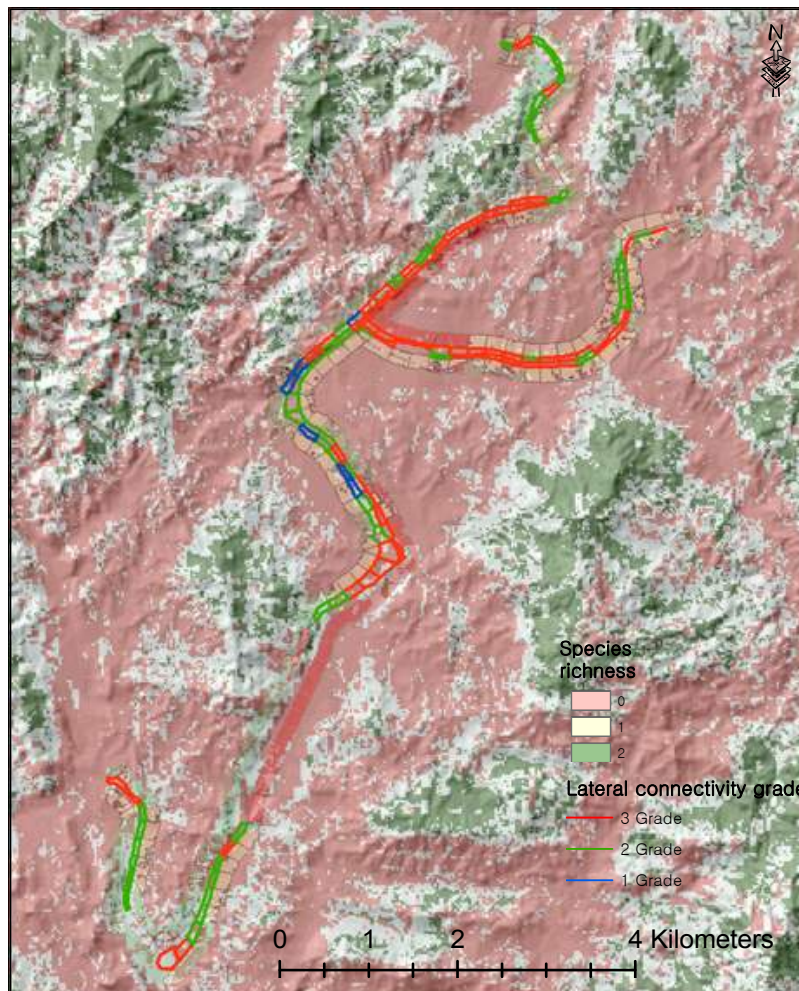


Figure 44. Result of lateral connectivity evaluation

Table 28. Habitat characteristics of lateral connectivity

Variable	Grade	Sample(N)	Average	Standard deviation	Standard error	P-value
Riparian built-up area	1	6	0	0	0	0.001
	2	52	64	284.	39	
	3	64	1,976	4,276	534	
Riparian area	1	6	9,455	4,348	1,775	0.049
	2	52	9,591	6,135	850	
	3	64	7,953	8,216	1,027	
Riparian gravel/sand area	1	6	1,261	1,220	498	0.007
	2	52	1,732	3,864	535	
	3	64	360	1,045	130	
Built-up area in adjacent areas	1	6	5,377	2,611	1,065	0.023
	2	52	2,864	3,426	475	
	3	64	15,300	19,293	2,411	
Farmland area in adjacent areas	1	6	30,554	15,908	2,206	0.007
	2	52	21,302	19,173	2,396	
	3	64	9,512	15,382	1,392	
Vegetation area in adjacent areas	1	6	13,714	12,721	5,193	0.048
	2	52	15,760	19,412	2,692	
	3	64	11,313	18,356	2,294	
Distance to farmland	1	6	4.3550	2.15247	0.87	0.012
	2	52	3.37	3.02	0.42	
	3	64	14.5433	25.772	3.22159	
Distance to vegetation	1	6	82.14	86.75	35.41	0.008
	2	52	118.03	219.51	30.44	
	3	64	307.66	382.46	47.80	
Distance to tributary	1	6	1,384	1,142	142	0.000
	2	52	764	772	107	
	3	64	16	41	16	

형적연결성 평가 1등급과 2등급지점들을 살펴보면 가장 유의확률이 높은 환경특징은 지류와의 거리로 나타났다. 해당 등급의 지점은 개방도가 높은 수로박스를 통해서 지류가 흐르는 곳으로 Figure 45를 살펴보면 화살표 1번은 개방도가 높은 교량으로 주로 고라니가 이동하는 것이 무인카메라에서 발견되었다. 1번 지점은 개방도가 다소 낮아 고라니 보다는 수달과 너구리와 삶이 이동하는 것이 무인카메라 모니터링 결과 관찰되었다(부록).

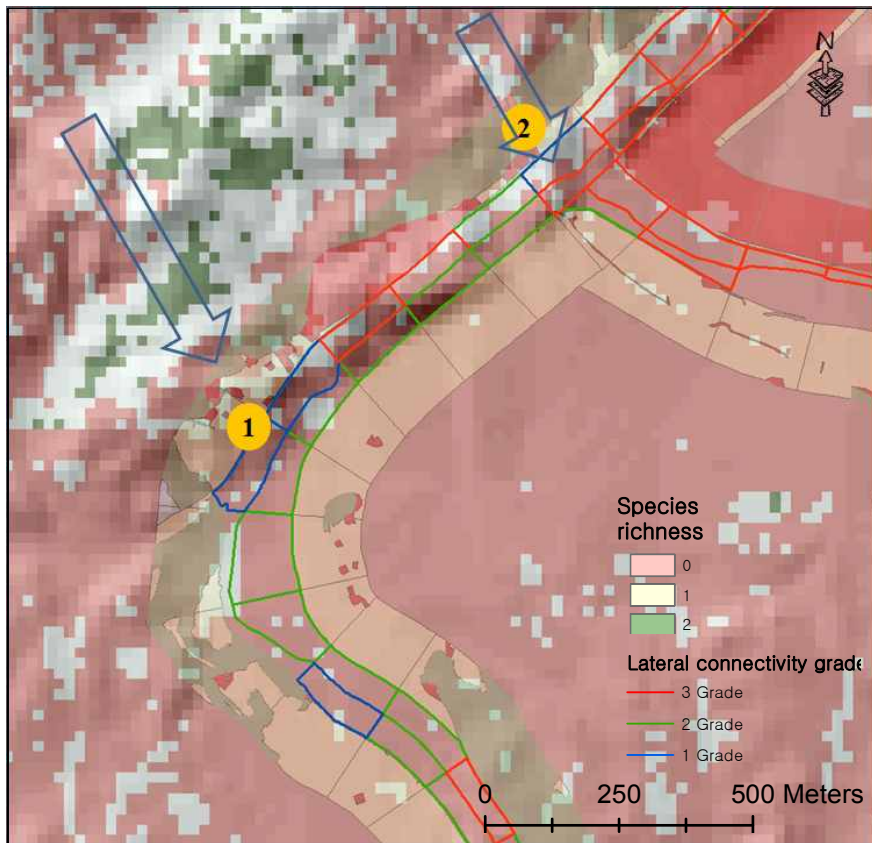


Figure 45. Evaluation analysis of lateral connectivity

삶은 통로의 유형과 개방도에 상관없이 구조물을 이용하고 고라니는 개방도 0.7 이상의 대형 통로박스를 주로 이용하기 때문(환경부, 2007)에 해당 지점들은 이동지점으로 높게 평가되었으며, 삶과 수달 및 너구리는 이동통로를 공유하지만 고라니는 개방도가 떨어지는 통로는 이용하지 않는 것을

확인할 수 있었다. 또한, 대부분 연결성 등급이 높은 지점의 유역의 종풍부도는 높고 수변까지 풍부도가 연결되어 있었다. 종의 밀도가 높으면 서식 및 이동으로 지점으로 활용되는 것을 볼 수 있었으며, 이는 기존 산림생태계에 연구와 비슷한 결과를 보여주고 있다(Yun Wang et al., 2012). 이러한 결과는 시가화 건조지역은 낮은 지역을 선호하고 수변의 면적이 넓어 휴식을 취하고 유리하며 농경지와 거리와 식생의 거리가 가까운 곳은 은폐를 가능하게 해주는 커버 역할을 해서 이동할 때 선호하는 것으로 추정할 수 있었다. 2등급 분류된 곳의 가장 큰 특징은 수변이 모래와 자갈의 면적 많이 분포하는 지점으로 우제류인 고라니의 이동에 대한 선호요소로 특성을 반영한 것으로 보인다.

3등급으로 분류된 지점들 대부분은 다른 자연적인 요소보다 인간의 간섭이 가장 큰 특징을 가지고 있었다. 수변과 인접지역의 시가화 건조지역이 면적이 높은 것으로 보여 인간의 간섭이 많을 것으로 보이며 수변의 면적이 좁은 특징이 있어 야생동물들이 휴식이나 먹이섭식을 위해 이동하기에는 덜 매력적일 수밖에 없는 지역일 것이다. 해당지점들은 현지조사에서는 이동을 가로막는 수직 절벽과 제방이 있는 것이 특징이었다.

5. 소 결

수변 코리더 연결성 평가 모형을 개발을 통해서 섬강유역을 대상으로 유역과 수변의 핵심서식지분석과 수변의 중·형적 연결성을 평가하였다. 분석결과와 평가를 통해서 전체의 연결성을 확인하고 서식 및 이동에 영향을 미치는 요인에 대한 특성을 파악하였다.

분석된 서식지분석의 변수들과 모형 결과는 국내외 연구결과의 결과를 비교하여 분석의 타당성을 입증하였다. Maxent 모형을 이용한 유역의 서식지 분석결과 삶은 수계, 표고, 경사, 식생과 관련이 많았다. 이는 기존 연구결과 및 도감 등 많은 문헌에서 서술한 서식환경과 유사한 특성을 보였다(윤명희, 1992; 유병호, 2000; 송원경, 2012). 이러한 특징의 결과는 전국자연환경조사 자료를 활용하여 분석한 결과로 포유류의 생태적 특성과 조사방법 및 자료수집의 정확도가 분석결과에 영향을 준 것으로 보인다(김지연 외, 2012). 유역의 종풍부도는 해발 300~400m 일대의 산지에서 종의 풍부도가 제일 높았다. 이는 산지에서 두 종의 서식지가 중복되는 것으로 추정할 수 있었으며, 섬강 주변으로는 농경지와 연결된 산림과 자연제방 지역이 종 풍부도가 높은 것을 확인할 수 있었다.

삶의 수변서식지의 분석에서는 조류의 종풍부도, 수변 식생면적 비율과 왕복 2차선 도로 유무와 수변 농경지 비율 영향을 미치는 변수로 선택되었다. 삶의 서식지 분석 선행연구결과에서는 농경지(이배근, 2003), 낮은 지대의 풀밭(최태영, 2007), 하천변 수변식생(최태영, 2012)로 주로 나타나 있으며, 식이물 분석에서는 이오선(2013)은 삶의 대변에서 포유류(대륙밭쥐, 등줄쥐)와 조류의 식이물이 발견된 것을 보고하였는데, 특이한 점은 모형으로 조류 종풍부도와 삶의 서식지의 관계가 처음 나왔으며, 삶은 통행이 없는 농로나 차선이 적은 도로는 영향을 많이 받지 않는 것으로 본 연구에서 나타났다.

삶의 연결성분석에서는 수변의 농경지 비율이 높고 지류와의 거리가 가깝고 수변에서 인접지역으로 이동이 가능한 암거가 있으면 연결성 높게 나왔다. 선행연구에서처럼 야생동물의 도로 횡단 특성 분석과 일치하는 것으로 최태영(2006)은 너구리 삶과 같은 중소형 식육목의 경우 지름 70cm 내외의 소규모 원형관을 포함한 다양한 도로 구조물을 이용하여 도로를 건너는 것이 확인되었다. 이와 달리 고라니는 지류와 수로가 있으며, 농경지와 거리가 가깝고 제방형태가 자연적인 곳이며, 인접지역의 식생비율과 농경지비율이 높은 곳과 도로에 민감하게 반응하는 것으로 분석결과 나타났다. 이는 선행연구결과인 최서운(2003), 박효민(2013)과 비슷하며, 횡단 이동특성에 대해서 최태영(2006)의 결과처럼 고라니는 도로에 민감하게 반응하며, 개방도가 0.7 이상인 곳을 선호하며, 횡단이동시 수변의 초지를 선호하는 특성을 본 연구의 모형으로 잘 설명하고 있었다. 또한, 결과에서는 고라니와 삶의 특이점을 수로와 암거 및 도로에 대한 민감도의 차이점을 더 정량적으로 제시하였다.

현재까지는 수변의 서식처에 대한 평가를 주로 자연성을 고려하여 물리적인 서식처 유형 또는 개별종에 대한 서식처 특성에 대한 유형으로 설정해왔으나 하천을 기반으로 하는 포유류, 조류, 양서류충류, 어류에 대한 포괄적인 분석 및 평가방법이 미흡하였다. 수변의 대한 서식처 연결성 복원 방안도 정확한 원인 분석없이 개별종 또는 종적 연결성을 대상으로 진행되어왔다.

따라서 본 연구의 수변서식처 연결성 복원을 위하여 주요생물의 서식처 유형을 기준으로 정량적으로 서식환경을 평가할 수 있는 평가 방법과 서식지 수용과 적합에 대한 평가기준으로써 적용은 효과적이라도 판단된다. 이를 통해서 전체 단절된 구간을 확인하였으며, 영향을 미치는 요인을 통해서 복원 방안을 수립에 활용이 가능할 것이다.

IV. 결론

본 연구에서는 단절된 수변 코리더 연결성 복원을 위해서 수변 코리더 연결성 평가모형 개발을 통해서 유역과 수변의 주요 생물상인 포유류, 조류, 양서류충류, 어류를 대상으로 핵심서식지 분석과 연결성 분석을 통해서 종·횡적 연결성을 평가하였다. 종적 연결성 평가를 위해서 서식지적합성 분석 결과와 종풍부도, 희귀도를 통해서 서식지 이용과 밀도의 기준을 통해서 평가 후 환경특성을 분석하였다. 횡적 연결성 평가는 삼과 고라니의 겨울철 제방 위 경로자료와 경관의 기능적 연결성 분석을 통해서 평가 후 주요 이동 경로와 환경특성을 분석하였다. 분석결과는 British Columbia의 서식지 평가기준과 등급체계에 따라서 서식지분석 결과를 Kruskal Wallis 검정을 통해서 등급화하였다.

본 연구에서는 개발한 평가모형은 기존의 수변 지역에 대한 서식처 평가는 자연환경조사자료를 기반으로 한 생태자연도나 식생 위주 또는 자연성 위주와 같은 물리적인 요소만을 고려한 평가와 같이 단편적인 접근에 대한 단점을 극복하고자 접근하였다. 또한, 수변 생태계와 육상생태계를 연결을 위한 가장 핵심적인 코리더 지점을 종·횡적으로 확인하고 영향을 주는 환경적인 요소들을 정량적인 결과로 제시하고자 하였다. 국내에서 종적 핵심서식지를 추출하기 위한 모형적용이나 평가에서는 개별종 또는 출현자료만을 대상으로 하거나 분석 자료는 대부분 광역서식지 차원에서 이루어져 있기 때문에 미소서식지의 특성을 갖는 수변에 적용하는데 한계가 있다. 또한, 수변에 서식하는 다양한 종을 포함한 통합적인 평가방법들이 이루어지지 않고 있으며, 횡적 연결성 평가에서도 주로 단절된 산림만을 대상으로 원격무선 추적이나 경관의 연결성의 구조적 분석을 이용하여 선정하고 있다. 이는 다양한 종을 동시에 연구하기에는 포획과 추적에 어려움이 있고 대부분의 연구는 대상종이 1종에 그치는 경우가 많아 그 지역의 개체군을 대변하기에는 무리가 있으며 실제 조사되거나 관찰된 자료를 적용하기보다는 구조적 모형을 적용하였으며, 결과를 검증하는데 한계를 가지고 있다.

따라서 본 논문에서 개발한 수변 코리더 연결성 평가모형(RHSM)은 앞선 방법론을 단점들을 개선하고 수변과 유역에 대한 서식지의 특성을 가장 잘 반영하고 통합적인 평가를 통해서 이동과 서식에 영향을 주는 요인들에 대해서 정량적인 분석을 통한 평가 방법으로 차별점을 갖는다. 연구의 결과인 수변 코리더 및 이동통로지점의 평가방법은 수변의 보호지역계획과 생태자연도의 하천에 대한 평가의 기준을 마련하는데 활용될 수 있다. 대부분의 하천평가 물리적 및 수문학적인 요소가 기준이 되었으며 생태자연도에서 일부 동물서식지를 고려한 평가가 진행되고 있지만 수변지역을 대상으로 정밀한 통합적인 접근방법은 마련되어 있지 않은 실정이다. 수변에 대한 평가 결과를 이용해서 연결성이 좋은 구간과 나쁜 구간에 대한 원인을 정확히 파악하고 복원을 위한 가이드로 종·형적 연결성이 좋은 이유에 대한 정량화 정보를 이용해서 기존 시설물을 개선하고 추가하여 연결성을 강화시키는데 좋은 기준이 될 것으로 판단한다. 또한, 하천정비공사 진행할 때 보호하고 보전해야할 지점을 사전에 알고 계획한다면 훼손 후 복원하는 것보다 경제적 및 시간적으로 많은 이점이 있을 것이다.

이 연구에서 구조적 연결성 분석은 고려되지 않았다는 점과 야생동물의 포획과 추적에 어려움으로 흔적조사 자료를 이용한 모형개발을 한 것이 한계이다. 야생동물의 무선추적데이터와 구조적 기능적 연결성 분석을 통합적으로 수행한다면 현 연구에 비해 더욱 통합적이고 개선된 평가모형을 구할 수 있을 것이다.

■ 인용문헌

- 기승도, 강기훈(2010) 일반화가법모형에서 축소방법의 적용연구, 응용통계연구 제 23권 제 1호 pp. 207-218
- 고명훈, 문신주, 방인철(2012) 섬강의 어류군집 및 멸종위기종 꾸구리(*Gobiobotia macrocephala*)와 돌상어(*G. brevibarba*)의 서식현황. 한국하천호수학회지 제44권 제2호 통권 제137호
- 권혁수 (2011) 보호지역계획을 위한 생물다양성 통합평가모형: 지리산과 덕유산, 가야산 권역을 중심으로. 서울대학교 대학원 박사학위 논문.
- 김성덕, 한승완, 배양섭 (2007) 하천조성과 서식처 보전.
- 김익수,최윤,이충열,이용주,김병직,김지현 (2005) (원색)한국어류 대도감.교학사. pp.43~515.
- 도로공사 (2013) 각 고속도로 최근 5년간 로드킬 현황
- 송원경 (2011) 공간그래프 이론을 적용한 삶 서식지 네트워크 모형개발. 서울대학교 대학원 박사학위 논문.
- 송원경, 김은영 (2012) 고라니 서식지 분석을 위한 기계학습식 중분포모형 비교, 대한원격탐사학회 2012 Vol 28 pp.171~180
- 원주지방유역청 (2010) 섬강기본계획.
- 사공정희, 나정화, 정옥식 (2011) 야생동물 출현지점의 토지이용형태를 고려한 “우선보전 연결구간” 선정. 한국조경학회지. P 106-116
- 서창완 (2000) GIS와 로지스틱 회귀분석을 이용한 멧돼지 서식지 모형 개발. 서울대학교 대학원 박사학위 논문.
- 서창완, 박유리, 최윤수(2008) 위치자료의 종류에 따른 생물종 분포모형 비교 연구, 한국지형공간정보학회 2008. Vol 16 pp 59~64
- 양두하, 김보현, 정대호, 정동혁, 정우진, 이배근 (2008) 지리산에 방사한 반달가슴곰의 행동권 크기 및 서식지 이용 특성 연구. 한국환경생태학회지. 22(4): 427-434.
- 이동근, 송원경(2008) 삶의 서식지 적합성 평가를 위한 분석단위 설정 및 보전지역 선정 : 충청도 지역을 중심으로. 한국조경학회지 제 36권 제 5호 P 64-72
- 이동근, 김호걸(2010) Maxent 모형을 이용한 서식지 잠재력 평가 : 하천으로부터의 거리, 하천의 차수, 토지이용을 중심으로. 한국복원녹화 제 13권 제 6호 pp 161-172.
- 이슬기, 정성관, 박경훈, 김경태, 이우성(2010). GIS를 이용한 산림성 조류의 서식지 예측

- 모형 및 지도구축 한국지리정보학회지. 13(1): 62~73
- 이희연, 노승철 (2012) 고급통계분석론
- 원주지방유역청 (2010) 섬강기본계획
- 조용현 (1997) 우리 나라 중소하천 코리도의 자연성 평가기법 연구. 한국조경학회지 66('97.7) pp73-81.
- 전성우, 이명진, 강병진, 신지영 (2009) 동북아 생태네트워크 구축을 위한 방안 고찰, 환경정책연구 제 8권 제3호 pp.1-26
- 최태영, 이용욱, 황기영, 김선명, 박문선, 박그림, 조범준, 박종화, 이명우, 홍기영 (2006) 야생동물의 도로 횡단 특성 분석 : 도로횡단구조물 상의 눈 위 발자국 조사를 통하여. 한국환경생태학회지 제 20권 제 3호 pp. 340-344.
- 최태영, 박종화 (2006) 농촌 지역의 너구리 *Nyctereutes procyonoides* 행동권. Journal of Ecology and Field Biology. 29(3): 259-263.
- 최태영 (2007) 포유류의 도로횡단 특성과 행동권분석을 통한 로드킬 저감방안. 서울대학교 대학원 박사학위 논문.
- 최태영, 권혁수, 우동걸, 박종화 (2012) 농촌지역 삵(*Prionailurus bengalensis*)의 서식지 선택과 관리방안. 한국환경생태학회지 26(3) : 322-333
- 최희선, 김현애, 김귀곤 (2008) 생태네트워크 구축을 위한 목표종 선택에 관한 연구 한국환경복원녹화학회지 11(5):12~24
- 통계청 (2011) 장래인구추계 시도편 2010-2040.
- 홍선기 (2002) 환경영향평가에서 경관생태학의 필요성과 국제경관생태연합의 활동. 자연보존. 120:32-38.
- 환경부 (2002) 한반도 국토생태네트워크 구상.
- 환경부 (2007) 광역생태축 구축 기본계획.
- 환경부 (2007) 생태계 보호지역지정기준의 객관화연구
- 환경부 (2007) 생태축분석을 위한 경관생태학적 방법론 연구.
- 환경부 (2007) 생태 자연도 활용에 있어서 동물서식지 등급 적용 방안 연구
- 환경부 (2010) 한반도 '산-강-바다'를 잇는 생태네트워크 구축 관리
- 환경부 (2011) 개발사업에 따른 멸종위기종 서식지 적합성 평가방안 마련을 위한 연구
- 환경부 (2013) 한국의 생물다양성 보고서
- 한국환경정책평가연구원 (2008) 동북아태네트워크 추진체계
- 한국환경정책평가연구원 (2010), 법종보호 야생조류의 서식환경 평가방안.

- Aengst Peter (2000) The Yellowstone to Yukon Initiative: A New Conservation Paradigm to Protect the Heart of North America. Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk.
- Audrey, R.T and Richard L.K (2003) Wildlife responses to recreation and associated visitor perceptions. *Ecological Application*, 13(4), pp. 951–963.
- Beazley, K (2005) Biodiversity Conservations in System Planning: Map-Based Approach for Nova Scotia, CANADA, *Ecological Applications*, 15(6), 2005, pp. 2192–2208.
- Tardif, Bernard (2005) Québec Biodiversity Atlas Threatened or Vulnerable Species.
- Balme, G., Hunter, L.T.B., Slotow, R. (2009) Evaluating methods for counting cryptic carnivores. *Journal of Wildlife Management* 73:431–443.
- Brian M. B (2012). Use of land facets to design linkages for climate change.
- Bravard, J.P., Amoros, C. and Pautou, G., (1986). Impacts of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system. *Oikos*, 47:92–111.
- Catchpole, R.D.J. (2006) Habitat Potential and Ecological Networks: Putting Science into Practice. 9th Annual Heathland Restoration Conference. 8–10 August, 2006. University of Aberdeen, UK. Presentation.
- Child, K. N., (1998) Incidental mortality. In: Franzmann, A. W., Schwartz, C. C. (Eds.), *Ecology and Management of the North American Moose*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 275–285.
- Claire Stevenson, Kevin Watts, Owen Nevin, Andrew Ramsey and Sallie Bailey (2013) Modelling ecological networks and dispersal in grey squirrels.
- Clevenger, A. P., B. Chruszcz, and K. Gunson. (2001) Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *The Journal Of Applied Ecology*. 38(6): 1340–1349.
- Crooks, K. R. (2002) Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation biology*. 16(2):488–502.
- Corbacho, Casimiro (2003) Pechora River basin Integrated System Management P R I S M. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area.
- Curtis, P. D. and Hedlund H.H. (2005) Reducing Deer–Vehicle Crashes, Wildlife

- Damage Management Fact Sheet Series, Cornell Cooperative Extension, Ithaca, N.Y.
- Darwall, (2005) Identifying important sites for conservation of freshwater biodiversity: extending the species-based approach. *Fisheries Management and Ecology*, 287-293
- Field, S., Tyre, A., Possingham, H., (2005) Optimizing allocation of monitoring effort under economic and observational constraints. *Journal of Wildlife Management*. 69:473-482.
- Forman, R. T. T., D. Sperling, J. A. Bissonette, A. P. Clevenger, C. D. Cutshall, V. H. Dale, L. Fahrig, R. France, C. R. Goldman, K. Heanue, J. A. Jones, F. J. Swanson, T. Turrentine, and T. C. Winter. (2003) *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington, D.C.
- Gary, A. P. and Stephen D.H (1996) Linking Marine and terrestrial Food Webs: Allochthonous Input from The Ocean Supports High Secondary Productivity on Small Islands and Coastal Land Communities. *The American Naturalist*, Vol. 147, No. 3, pp. 396-423.
- Gompper, M.E., Kays, R.W., Ray, J.C., Lapoint, S.D., Bogan, D.A., Cryan, J.R., (2006) A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in northeastern North America *Wildlife Society Bulletin* 34:1142-1151.
- Grassman, L. I., Jr., Tewes, M. E. and Silvy, N. J. (2005) Ranging, habitat use and activity patterns of binturong (*Arctictis binturong*) and yellow-throated marten (*Martes flavigula*) in north-central Thailand.
- Harrison, D.J., Fuller, A.K. and Proulx, G. (2004) *Marten and Fisher in human-altered environments*. Springer.
- Hawes, E and Smith, M (2005) *Riparian Buffer Zones : Functions and Recommended Widths*.
- Henschel, P., Ray, J.C., (2003) *Leopards in African Rainforests: Survey and Monitoring Techniques*. Wildlife Conservation Society, Global Carnivore Program, NY.
- Heyer, W. R., M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L. A. C. Hayek, and M. S. Foster (1994) *Measuring and monitoring biological diversity*. Smithsonian Books.
- Hilty, J. A., Lidicker, W. Z., and Merenlender, A. M. (2006) *Corridor Ecology: The Science and Practice of Connectivity for Biodiversity Conservation*. Island Press,

- Washington DC.
- Hobbs, R. J., (1992) The role of corridors in conservation: solution or bandwagon
TREE 7:389–392.
- Holly, L. M, Margaret A.P, Laura S.C and David C. R(2007) Periodical Cicada
Detritus Impacts Stream Ecosystem Metabolism. *Ecosystems* 9194.
- Huber, Ann (2013) A Natural Resource Condition Assessment for Sequoia and Kings
Canyon National Parks.
- Huijser, M.P., A. Kociolek, P. McGowen, A. Hardy, A.P. Clevenger and Ament, R.
(2007) Wildlife–vehicle collision and crossing mitigation measures: a toolbox for the
Montana Department of Transportation. prepared for The State of Montana
Department of Transportation in cooperation with The U.S. Department of
Transportation, Federal Highway Administration. prepared by Western Transportation
Institute, Montana State University Bozeman. FHWA/MT–07–002/8117–34 .
- Jose´ Barquín1 (2011) Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in
Cantabrian rivers.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A., Hines, J.E., (2004) Tigers and
their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the
National Academy of Sciences USA* 101, 4854–4858.
- Karr, J. R. and E. W. Chu. (1999). *Restoring Life In Running Waters: Better
Biological Monitoring*. Island Press, Washington, DC.
- Kirk, T.A. and Zielinski, W.J. (2009) Developing and testing a landscape habitat
suitability model for the American marten in the Cascades mountains of California.
Landscape ecology. 24(6):759–773.
- Knapp, K. K. (2004) *Deer–Vehicle Crash Countermeasure Toolbox: A Decision and
Choice Resource*. Madison: Midwest Regional University Transportation Center
Deer–Vehicle Crash Information Clearinghouse.
- Kyle, D. M, Patrick J. C 2010, Effectiveness of a Redesigned Water Diversion Using
Rock Vortex. *North American Journal of Fisheries Management* 30:1544–1552,
- Lalueza–Fox, C., J. Bertranpetit, J. A. Alcover, N. Shailer and E. Hagelberg. (2000)
Mitochondrial DNA from *Myotragus balearicus*, an extinct bovid from the Balearic
Islands. *Journal of Experimental Zoology*. 288(1):56–62

- Land, D. and Lotz, M. (1996) Wildlife crossing designs and use by florida panthers and other wildlife in southwest Florida. In G.L. Evink, P.A. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, eds. Proceedings of the International Conf. on Wildlife Ecology and Transportation. June, 1996. Tallahassee, FL. FL DOT FL-ER 58-96.
- Larrucea, E.S., Brussard, P.F., Jaeger, M.M., Barrett, R.H., (2007) Cameras, coyotes, and the assumption of equal detectability. *Journal of Wildlife Management* 71:1682-1689.
- Lavsund, S. and Sandegren, F. (1991) Moose-vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* 27:118-126.
- Lawrence L. Master, Stephanie R. Flack and Bruce A. Stein(1998) Rivers of life critical watersheds for protecting freshwater biodiversity
- Long, R.A., Donovan, T.M., Mackay, P., Zielinski, W.J., Buzas, J.S., (2007) Comparing scat detection dogs, cameras, and hair snares for surveying carnivores. *Journal of Wildlife Management* 71:2018-2025.
- Nelson, J.S. (2006) *Fishes of the world* (4th ed). John Wiley and Sons, NewYork.
- Maffei, L., Cuellar, and E., Noss, A., (2004) One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262:295-304.
- Mccarthy, K.P., Fuller, T.K., Ming, M., Mccarthy, T.M., Waits, L., and Jumabaev, K., (2008) Assessing estimators of snow leopard abundance. *Journal of Wildlife Management* 72:1826-1833.
- Miller, B et al.,(2003) Southern Rockies Wildlands Network VISION
- Miyamoto, M. M., F. Kraus, P. J. Laipis, S. M. Tanhauser, and Webb, S. D. (1993) Mitochondrial DNA phylogenies within Artiodactyla. In *Mammal Phylogeny* (F. S. Szalay, M. J. Novacek, and M. C. McKenna, eds.), vol. 2 Placentals, pp.268-281. Springer-Verlag, Germany.
- Monica Bond (2003) *Principles of Wildlife Corridor Design*.
- Nieuwenhuizen, W. and van Apeldoorn, R. C. (1995) Mammal use of fauna passages on national road A1 at Oldenzaal. Road and Hydraulic Engineering Division, Ministry of Transport, Public Works and Management, The Netherlands. Report No. P-DWW-95.737.

- Northern Ecological Services (2009) Riparian Vegetation Management.
- Noss, R. F. (1993) Wildlife corridors. Pages 43–68 in: Smith, D.S., and P.C. Hellmond, editors. 1993. Ecology of greenways. Design and function of linear conservation areas. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN.
- O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F., and Wibisono, H.T. (2003) Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6: 131–139.
- O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F., and Wibisono, H.T. (2010) Estimation of species richness of large vertebrates using camera traps: an example from an Indonesian rainforest. In: O'Connell, A., Nichols, J., Karanth, K.U. (Eds.), *Camera Traps: Methods and Analyses*. Springer Verlag Press, New York.
- Palmer (2007) Terrestrial–aquatic linkages in human–altered landscapes.
- Poulet, N (2007) Impact of Weirs on Fish Communities in a Piedmont Stream River Research and Applications. 23: pp. 1038–1047
- Roberge, J. M. and Angelstam, P. (2004) Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation biology*. 18(1):76–85.
- Vogt, P., Joseph R. Ferrari b, Todd R. Robert H. Gardner b, Kurt H. Riitters c, Katarzyna. O (2009) Mapping functional connectivity, ecological indicators
s P 6 4 – 71.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. and Margules, C. R. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation. *Conservation Biology* 5:18–32.
- Schrag, A. M. (2003) Highways and Wildlife: Review of Mitigation Projects throughout Europe, Canada and the United States. M.S. Thesis, California State Polytechnic University, Pomona, CA.
- Seiler, A. and Folkeson, L. (eds.) (2006) Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. COST–341: national state–of–the–art report Sweden – VTI, the Swedish National Road and Transport Research Institute. report R530A.
- SEPA(2009) Riparian vegetation management.
- Sielecki, L.E. (1999) WARS–Wildlife Accident Reporting System: 1998 annual report, 1994–1998 synopsis. British Columbia Ministry of Transportation and Highways, Victoria, Canada.

- Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J., Kelly, M.J., Wallace, R.B., Gomez, H., Ayala, G., (2004) The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance using capture/ recapture analysis. *Oryx* 38:148-154.
- Sunnucks, P., (2000) Efficient genetic markers for population biology. *TREE* 15:199-203.
- Tomoko Doko(2007) Modeling of species geographic distribution for assessing present needs for the ecological network - Case study of Fuji region and Tanzawa rejion, japan.
- Tobler, M.W., Carrillo-Percegui, S.E., Pitman, R.L., Mares, R., Powell, G., (2008) An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11: 169-178.
- Urbina-Cardona, J. N., M. Olivares-Pérez, and V. H. Reynoso. 2006.
- van Schaik, C.P., and Griffiths, M. (1996) Activity patterns of Indonesian rain forest mammals. *Biotropica* 28: 105-112.
- USDA (2007) Conservation buffer.
- U.S. Department of Transportation (2011) WILDLIFE CROSSING STRUCTURE HANDBOOK, Design and Evaluation in North America Publication No. FHWA-CFL/TD-11-003.
- Washington State Aquatic Habitat Guidelines Program (2012) Stream Habitat Restoration Guidelines.
- Ward, A. L. (1982) Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record* 859:8-13.
- Werner, U., Buszko, J.L., (2005) *Biodiversity and Conservation* 14: 1977-1988.
- Wegge, P., Pokheral, C.P., and Jnawali, S.R., (2004) Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation* 7: 251-256.
- White, P. A. and Ernst, M. (2004) Second nature: improving transportation without putting nature second. Surface Transportation Policy Project, Defenders of Wildlife, www.defenders.org/
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. and Losos, E. (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United states. *Bioscience*. 48(8):607-612.

- Wright, S., (1965) The interpretation of population structure by F-statistics with special regard to systems of mating. *Evolution* 19:395-420.
- XIAO He, Yunhui Liu, Zhenrong Yu, Qian Zhang, Xin Zhang (2014) Combination of Ecoprofile and Least-cost Model for Eco-network Planning. *Chinese Geographical Science* Vol 24, pp113-125.
- Yanagawa, H. (2005) Roads and small-mammals: Road kills, habitat fragmentation and appropriate countermeasures in eastern Hokkaido, Japan. in *Proceedings of Symposium: Wild animals and traffic accidents*. pp. 51-62. 9th International Mammalogical Congress. Sapporo. Japan.
- Zalewski, A. and Jedrzejewski, W. (2006) Spatial organisation and dynamics of the pine marten *Martes martes* population in Bialowieza Forest (E Poland) compared with other European woodlands. *Ecography*. 29:31-43.
- Zhou, Y. B., Slade, E., Newman, C., Wang, X. M. and Zhang, S., Y. (2008) Frugivory and seed dispersal by the yellow-throated marten, *Martes flavigula*, in a subtropical forest of China. *Journal of Tropical Ecology* 24:219-223.

네이버지도 <http://maps.naver.com>

네이버 백과사전 <http://100.naver.com/100.nhn?docid=771596>

다음지도 <http://local.daum.net>

한국생물다양성정보공유체계 <http://www.cbd-chm.go.kr>

WWF(World Wide Fund for Nature : WWF)

<http://www.worldwildlife.org/science/wildfinder/>

Abstract

Evaluation Model of Riparian Corridor Connectivity: A Case Study of Seom River Basin, Gangwon-do

Seung-Gyu Jeong

Interdisciplinary Doctoral Program in Landscape Architecture

Graduated School, Seoul National University

Supervised by Professor Jong-Hwa Park

Habitat destruction and fragmentation have emerged as one of the most critical environmental problems threatening biodiversity and causing the extinction of meta-populations. These come from land use change and human activities. As a result, the number of wild animals who rely on the riparian and adjacent terrestrial ecosystems as their habitat and movement paths is decreasing year after year and biodiversity is constantly threatened. Ecologists recommended connectivity restoration as an infallible means to remove the negative effects of habitat isolation and to maintain the connectivity among small isolated habitats. As protected areas are identified and connectivity restoration areas are accurately selected using core habitat and connectivity analyses, wildlife movement and species dispersion have been facilitated.

However, most studies on the riparian connectivity restoration focus mainly on the evaluation of longitudinal connectivity, the individual

habitat and structure analysis, or species dispersion and diffusion research in the area of functional connectivity analysis. Furthermore, most of the studies have been limited to the local level, and plans for linkages among national forests, rivers and other important natural ecosystems remain insufficient.

This study suggests an evaluation model of riparian corridor connectivity to evaluate the lateral and longitudinal connectivity of the riparian habitat through core habitat and connectivity analysis. This study followed these four steps: First, suitable models for individual species of riparian and basin habitat were developed in order to evaluate connectivity, and habitat analysis was conducted.

Second, connectivity analysis was carried out with landscape functional analysis and snow tracking data for the water deer and the leopard cat.

Third, rarity, species richness, and habitat analysis were used to investigate the core habitat and connectivity for longitudinal evaluation. The core habitat and connectivity to the banks of the lateral connectivity analysis evaluated.

Fourth, The basin analyses result and connectivity analyses were achieved to evaluate lateral connectivity.

The development of models for connectivity evaluation in Korea has focused mainly on present data or individual species at the regional habitat scale. There is lack of studies for micro-habitats and integrated evaluation methods which include a variety of species from diverse habitats. Using either the National Nature Survey of natural environment and physical elements for stream restoration or the National Ecosystem Survey, most riparian habitat evaluations were

fragmentary rather than integrated. This study has developed a riparian corridor connectivity evaluation model for micro-riparian habitat, built an environment variable to use in the analysis and evaluation on the functional connectivity of mammals, birds, reptiles amphibians and fish habitat, and proposed the quantitative factors affecting the habitat and movement. Also, the connectivity in the entire riparian habitat was investigated, and evaluation methods of conservation and restoration for vulnerable spots were suggested. Therefore, the evaluation model developed in this study has remedied drawbacks of previous models, and with an integrated evaluation method,

It attempted to analyze accurately the factors affecting habitat and crossing. First, the basin habitat analysis showed similar environmental characteristics of habitats as described previous research results and literatures. Such result appears to have been influenced by the ecological characteristics of mammals and the accuracy of field survey methods. Species richness of basin was the highest ranging from 300 to 400m above the sea level in the mountainous area. It was presumed that the habitats for both the water deer and the leopard cat overlapped in the mountain regions. Third, in the riparian connectivity analysis, the water deer preferred tributaries, waterways, farmlands, and places where the form of a levee appears natural with high riparian vegetation cover and agricultural land. In addition, the difference between the riparian corridor connectivity and the road lane according to the movement characteristics of the water deer and the leopard cat was identified with a quantitative model. Fourth, for the longitudinal connectivity evaluation, places where almost no riparian forests are found, but weirs are installed and walking and bike trails are found, showed low evaluation ratings. However, places where farmland and riparian sand and gravel

proportions are high, many rocks above sea surface are found, adjacent to the tributaries, and surrounded by banks with natural levees, showed high evaluation ratings.

The Riparian Habitat Suitability Model for Connectivity Restoration (RHSM) is a quantitative method to evaluate the habitat environment for key riparian organisms. It can be utilized to identify fragmented riparian sections, to analyze quantitatively the attributing factors, and to establish criteria for riparian restoration and various conservation planning.

Keyword : Riparian Corridor Connectivity, Core Habitat Analysis,
Connectivity Evaluation, Riparian Habitat Suitability Model

Student Number : 2011-30745

■ 부록

1. 대상지 현황

1.1 인문 사회 환경

1) 인구

강원도 횡성군 인구는 횡성읍에 가장 많은 인구가 분포하고 있으며 인구는 감소하다가 최근 지속적으로 증가하고 있는 것으로 보이고 있다. 전입가구 지원시책과 귀농 귀촌인구가 증가하는 것으로 보고 있다(횡성군, 2013). 특히 2018 평창 겨울올림픽 개최에 따른 각종 SOC확충으로 수도권과의 접근성이 좋아지고 우천 일반산업단지와 제2농공단지 조성 완료, 목계리 탄약고 이전에 따른 청정녹색산업단지 조성 등이 가시화되면 횡성군의 인구는 더욱 빠르게 늘어날 것으로 보인다. 원주시는 강원도의 서남지역에 위치한 인구32만에 도농복합시로 강원도 내에서는 인구가 가장 많은 도시이다.

표. 횡성군 인구 변화

읍면동	2010	2005	2000	1995	1990	행정구역 면적(km ²)
계	37,497	38,676	42,807	42,807	48,468	999.60
횡성읍	37,497	38,676	40,900	42,807	48,468	73.41
우천면	17,112	17,096	17,391	17,347	17,625	92.89
안흥면	3,803	4,015	4,626	4,595	5,010	97.01
둔내면	2,536	2,511	2,695	2,711	3,511	128.51
갑천면	4,268	4,777	4,993	5,316	5,998	123.55
청일면	1,708	1,744	1,903	2,634	3,600	134.47
공근면	1,991	2,031	2,338	2,466	3,199	128.73
서원면	3,015	3,269	3,537	4,129	4,955	124.10
강림면	1,847	2,029	2,143	2,291	2,765	96.93

자료: 국가통계포털(<http://kosis.kr>)

2) 토지이용

토지이용현황을 살펴보면 전반적으로 횡성은 산림 비율이 가장 큰 비중을 차지하고 있으며, 최근 횡성문화체육공원과 횡성읍 섬강 둔치에 횡성한우축제를 위한 기반시설 설치로 수변주역에 토지이용변화가 늘고 있다. 도농복합도시인 원주시에는 시가지가 높은 비율을 차지하고 있다. 원주는 원주혁신도시로 인해 도시화 비율이 점점 더 높아지고 있는 상황이다.

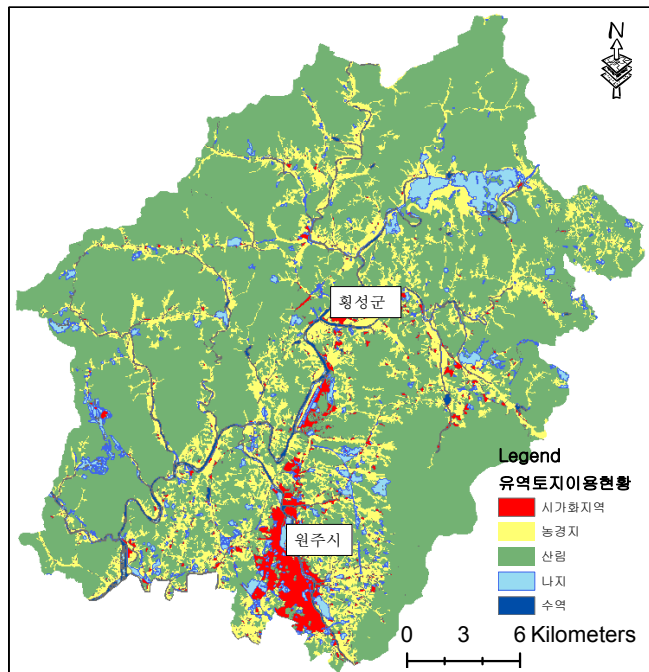


그림. 섬강유역 토지피복 현황

아래 표와 같이 원주시는 시가지화지역이 많은 부분을 차지하고 있으며 우천 일반산업단지와 제2농공단지 조성 완료, 목계리 탄약고 이전에 따른 청정녹색산업단지 조성과 강릉 복선전철사업(평창 KTX), 영동 제 2 고속도로 건설 등이 가시화되면 횡성군의 토지이용변화는 더욱 빠르게 변화될 전망이다.

표. 용도지역별 현황

(단위:km²)

하천	행정구 역	용도지역					공원	
		도시지역	주거지역	상업지 역	공업지 역	녹지지 역	자연공 원	도시공 원
섬강	횡성군	7.09	1.96	0.29	0.32	4.46	57.0	0.61
	원주시	75.58	19.55	1.77	5.17	52.09	106.38	6.20

자료: 원주지방국토관리청(2010)

1.2 자연 환경

1) 유역 일반 현황

섬강은 우리나라 중앙에 위치하고 있는 한강의 제1지류로서 유역면적 1,490.06km², 유로연장 55.41km, 평균하폭은 기점 157m, 종점 210m로 13개의 지방하천이 합류되는 국가하천이다. 강원도 횡성군 둔내면과 평창군 봉평면의 경계에 있는 태기산(1,261m)에서 발원하여 원주시를 지나 남한강 우안측으로 유입되는 강이다. 유역은 한강 유역의 중앙부인 동경 127°40'24"~128°17'16", 북위 37°10'20"~37°40'00"사이에 위치하는데, 북쪽으로는 홍천군과 경계를 형성하면서 홍천강 유역과 접하고 있고, 서쪽으로는 양평군과 경계를 이루면서 흑천 유역과 접하고 있으며, 동으로는 주천강 및 평창강 유역과 접하고 있다(섬강기본계획, 2010). 수계구성 현황을 살펴보면, 섬강은 유로연장 55.4155.41km,로 제1지류는 계천, 금계천, 전천, 원주천 등 13개 하천에 연장 207.52km, 제2지류는 구사천, 유동천, 대관대천 등 13개 하천에 연장 186.91km, 제3지류는 매월천, 단석천, 계정천 등 3개 하천에 연장 15.46km 등 지방하천은 29개 하천에 총연장 409.89km로 구성되어 있다.

2) 유역 특성

유역의 특성은 하천의 유출특성, 특히 유출규모를 파악하는데 중요한 인자인 유역면적, 유로연장, 유역평균 폭 및 형상계수 등으로 하천을 이해하고 유역의 수문을 분석하는데 있어서 매우 중요한 요소이다(섬강기본계획, 2010). 섬강의 유역면적, 유로연장, 유역평균 폭, 형상계수는 다음 표와 같다.

표. 섬강 유역특성

유역 면적(km ²)	둘레 길이(km)	유로연장(km)	유역 평균폭(km)	원형비	수계빈도	형상계수
1,490.06	219.16	100.56	14.82	0.39	0.28	0.15

자료: 섬강 하천기본계획(2010)

3) 지형

기후, 토양, 지형특성이 미치는 영향 분석은 유역환경을 다루는 분야에서는 가장 기초적인 연구 주제 중 하나이기도 하다(Yokoo et al., 2008). 횡성군의 지형은 태백산맥의 오대산에서 분기된 동령산맥이 군의 남서방향으로 뻗어 3면이 산지로 둘러싸여 있고, 서쪽으로 갈수록 산세가 완만해지며 평야부가 많아지나 전체적으로 산악고원지세를 보인다. 섬강의 많은 지역이 산림과 인접하고 있어 포유류의 하천 유입이 가능하나, 하천내 유로구간의 규모가 커서 양서·과충류가 하천으로 바로 접근하기 어려운 특징을 가지고 있다.

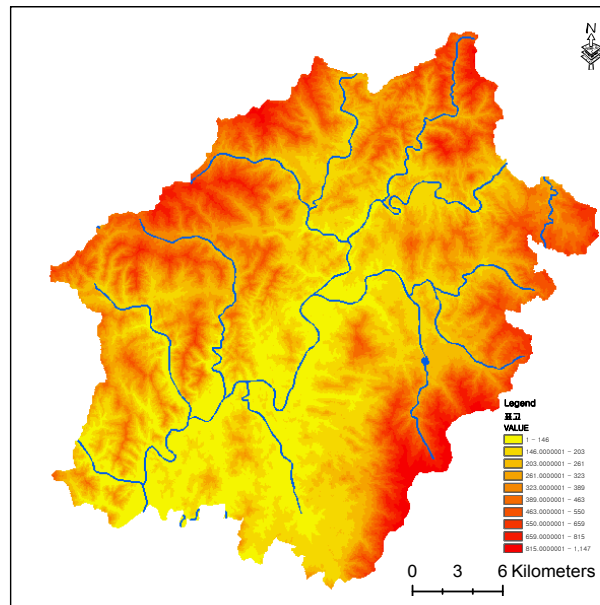


그림. 섬강유역 표고

지형요소인 표고, 경사, 향에 대한 분석의 결과를 살펴보았다. 표고별 면적분포는 고도에 따라 변하는 강우, 증발, 식생, 수문사항 등에 영향을 미치는 요인으로 지형의 특성을 분석하는 방법의 하나로 이용되고 있다(섬강기 본계획, 2010). 섬강유역에 대한 표고별 누가면적을 살펴보면 고도1,000m 이상의 고지대는 치악산 인근으로 전체면적의 0.5%정도 차지하고 있으며 평균 289m 이고 100m~230m의 저지대가 약40% 정도 차지함으로써 섬강

유역의 표고는

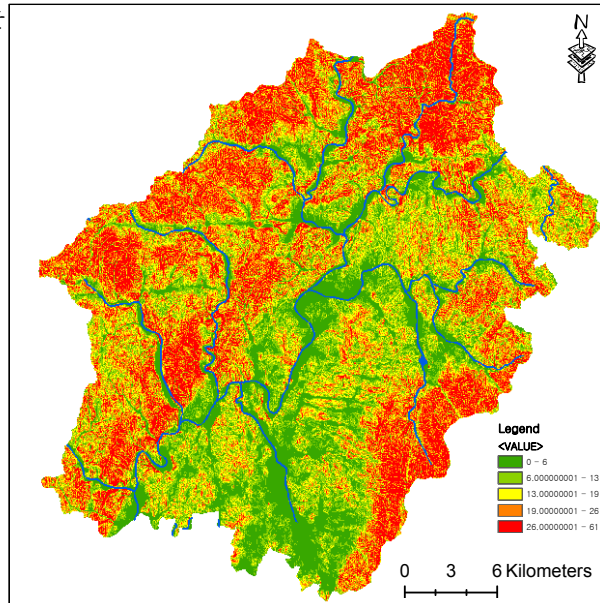


그림. 섬강유역 경사

유역의 경사분포 분석은 유역 전반에 걸쳐 경사에 따른 도달시간의 산정과 유출에 있어 중요한 요소로 금회 과업에서는 수치지도에 의해 생성된 DEM 자료를 이용하여 분석하였다. 금회 과업구간은 평균경사가 30° 이상의 급경사는 6.98%로 분석되었으며, 5° 이하의 완경사지역이 대부분 지역을 차지하고 있는 것으로 검토되었다.

경사향별 면적구성비는 유역전반에 걸쳐 사면방향 분포가 약 12%~13% 정도로 고르게 분포되는 것으로 분석되었으며, 유역의 경사향 분포분석 결과는 그림 과 같다.

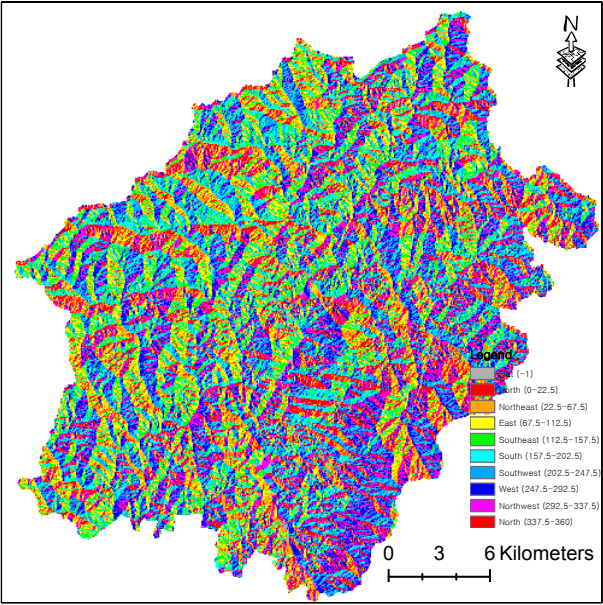


그림. 섬강유역 향

4) 기후 기온

강원도 중부에 위치한 횡성은 전형적인 내륙 기후의 특징을 가지고 있고 한반도의 중심부로 연평균기온 11℃, 연평균최고기온 32℃, 연평균 최저 -12℃로 기온차가 심한 특징을 보이고 있으며 밤과 낮의 일교차가 뚜렷하다. 1981-2010년 평균기온이 기존 1961-1900년 평균기온 10.5도보다 0.8도 상승하였는데 기후 온난화를 영향이 있는 것으로 볼 수 있다. 강수량은 여름에 집중되는 편이고 동절기에는 상대적으로 적은 강수량을 보이고 있다. 연평균 강수량은 1,295.7mm로 전국 평균치 1,159mm보다 많고 계절별로 보면 하계 다우형으로 하절기인 6~8월에 연간 평균 강수량의 59.4%인 770.2mm가 내린다. 강원도 지역에서 영서지방에 속하고 있으며 강수량은 여름에 집중되는 경향을 보이고 동절기에는 영동지방보다 상대적으로 적은 강수량을 보이고 있다

표. 기후 및 기온(1981-2010)

평균기온 (℃)	최고기온 (℃)	최저기온 (℃)	평균습도 (%)	강수계속시간 (hr)	강수량 (mm)	평균풍속 (m/s)
11.3	17.4	6.0	69.3	152.14	1343.6	1.1

자료: 강원지방기상청

표. 강수량

단위(mm)

관측 일	1월	2월	3월	4월	5월	6월	7월	8월	9월	10월	11월	12월
2011	1	38	29	150	118	364	856	317	90	31		
2010			40	66	107	26	183	230	405	18	22	6
2009			39	40	94	130	610	167	33	43	41	0
2008			0	35	80	104	368	173	79	28	12	13
2007	0	0	62	40	117	63	295	411	295	16	31	0
2006	0	0	0	61	102	141	1017	104	21	31	57	2
2005	0	0	42	93	62	356	375	340	351	61	23	0
2004	0	0	0	0	205	235	438	247	210	0	35	22

자료: 강원지방기상청 1981-2010년

5) 수질

본 대상지의 수질에 영향을 미치는 오염원은 인구, 축산, 산업, 토지로 크게 나눌 수 있다. 수질 지표로 자주 사용되는 대표적인 항목으로 대장균수, 용존 산소 농도(DO), 그리고 생화학적 산소 요구량(BOD)과 부영양화의 측정 지수인 총질소(TN), 총인(TP)을 들 수 있다. 결과를 살펴보면 하천의 BOD농도는 줄어들고 있으나 대부분의 측정지점에서 COD가 증가는 환경기초시설이 증가함에 따라 하천내 처리수 비율 증가 및 산림밀도가 높아짐에 따라 부식질의 양이 많아졌고 일부 임야의 경우 관리가 잘 안되고 있어 강우시 유출되는 폐목 낙엽 등의 부산물의 유입 증가 등을 원인으로 추정된다. 소권역별 오염도에서는 결과에서는 BOD는 '06년 대비 횡성댐 하류에서 다소 증가하고 있으며 총인도 높게 나오고 있다. 이는 인구와 가축 증가로 인해 가축 분뇨와 합성세제 같은 생활폐수 등의 유입으로 인해 증가한 것으로 추정할 수 있다.

표. 섬강 지점별 오염도 현황

소권역	측정지점 (* 대표지점)	BOD (mg/L)					COD (mg/L)				
		`06		`10		변화 추세	`06		`10		변화 추세
		수질	등급	수질	등급		수질	등급	수질	등급	
간현수위표	*섬강3	2.5	II	1.3	Ib	↘	4.3	II	4.5	II	↗
금계천	*금계천	0.9	Ia	1.0	Ia	↗	2.1	Ib	1.7	Ia	↘
서곡천	*서곡천	1.9	Ib	1.4	Ib	↘	3.6	Ib	5.1	III	↗
섬강하류	섬강4	1.9	Ib	0.9	Ia	↘	3.9	Ib	4.3	II	↗
	*섬강4-1	1.6	Ib	1.4	Ib	↘	3.8	Ib	4.5	II	↗
원주천	원주천1	1.4	Ib	2.2	II	↗	3.2	Ib	6.6	III	↗
	*원주천2	10.6	VI	4.7	III	↘	9.4	V	9.4	V	↘
원주천 합류점	섬강1	1.2	Ib	0.5	Ia	↘	3.0	Ib	3.4	Ib	↗
	*섬강2	1.5	Ib	2.0	Ib	↗	3.3	Ib	4.4	II	↗
전천	*전천	7.9	IV	1.4	Ib	↘	7.0	III	2.3	Ib	↘
횡성댐	계천1	0.7	Ia	0.9	Ia	↗	1.3	Ia	1.6	Ia	↗
	유동천	0.6	Ia	0.8	Ia	↗	1.2	Ia	1.4	Ia	↗
	유동천2	0.7	Ia	1.0	Ia	↗	1.7	Ia	1.8	Ia	↗

소권역	측정지점 (* 대표지점)	BOD (mg/L)					COD (mg/L)				
		`06		`10		변화 추세	`06		`10		변화 추세
		수질	등급	수질	등급		수질	등급	수질	등급	
	*횡성댐1	1.1	Ib	1.3	Ib	↗	2.5	Ib	2.1	Ib	↘
	횡성댐2	1.1	Ib	1.1	Ib	↘	2.4	Ib	2.0	Ia	↘
	횡성댐3	1.1	Ib	1.4	Ib	↗	2.4	Ib	2.4	Ib	↘
횡성댐하류	*계천2	0.8	Ia	0.8	Ia	↘	2.1	Ib	2.0	Ia	↘
	대관대천	0.5	Ia	0.5	Ia	↘	1.1	Ia	1.4	Ia	↗
삼산천	삼산천 하	-	-	1.1	Ib	-	-	-	2.5	Ib	-

표. 계속

소권역	측정지점 (* 대표지점)	T-N (mg/L)					T-P (mg/L)				
		`06		`10		변화 추세	`06		`10		변화 추세
		수질	등급	수질	등급		수질	등급	수질	등급	
간현수위표	*섬강3	3.987	-	3.495	-	↘	0.187	III	0.109	III	↘
금계천	*금계천	1.943	-	2.634	-	↗	0.063	II	0.018	Ia	↘
서곡천	*서곡천	3.647	-	3.474	-	↘	0.103	III	0.089	II	↘
섬강하류	섬강4	3.704	-	3.389	-	↘	0.123	III	0.116	III	↘
	*섬강4-1	3.751	-	3.289	-	↘	0.140	III	0.097	II	↘
원주천	원주천1	3.996	-	3.803	-	↘	0.069	II	0.089	II	↗
	*원주천2	10.748	-	7.861	-	↘	0.516	VI	0.526	VI	↗
원주천 합류점	섬강1	2.388	-	2.273	-	↘	0.044	II	0.025	Ib	↘
	*섬강2	2.404	-	2.360	-	↘	0.043	II	0.025	Ib	↘
전천	*전천	6.813	-	2.682	-	↘	0.246	IV	0.027	Ib	↘
횡성댐	계천1	2.341	-	2.634	-	↗	0.011	Ia	0.018	Ia	↗
	유동천	2.606	-	3.012	-	↗	0.012	Ia	0.010	Ia	↘
	유동천2	2.413	-	3.183	-	↗	0.010	Ia	0.013	Ia	↗
	*횡성댐1	1.580	VI	2.482	VI	↗	0.018	Ia	0.015	Ia	↘
	횡성댐2	1.609	VI	2.592	VI	↗	0.017	Ia	0.018	Ia	↗
	횡성댐3	1.820	VI	2.828	VI	↗	0.015	Ia	0.022	Ib	↗
횡성댐하류	*계천2	1.580	-	1.859	-	↗	0.022	Ib	0.011	Ia	↘
	대관대천	1.620	-	1.916	-	↗	0.010	Ia	0.011	Ia	↗
삼산천	삼산천 하	-	-	3.668	-	-	-	-	0.021	Ib	

자료출처 : 2012 섬강 중권역권 물환경 관리 계획

총인(TP)과 총질소(TN) 등의 수질 변화를 소권역 별로 살펴보면 횡성담과 원주시에서 악화된 것을 보여주고 있다. 이는 표에서 보듯이 원주천에서 인구증가가 가장 많았으며 가축은 횡성담과 횡성담 하류에서 가장 높은 증가율을 보이고 있다. 이러한 오염부하량의 영향으로 수질의 영향을 보이고 있는 것으로 보인다. 섬강의 수질 오염원 및 오염부하량 현황을 살펴보면 인구 년 대비 년 총인구는 21,784명 증가하였으며 원주천(25,486)명 에서 가장 많이 증가하였으며 가축 06년 대비 37,340두 증가하였다. 간현수위표에서 (7,142두) 소권역에서 가장 크게 증가하였다. 폐수배출량 06년 대비 2,706톤 감소하였으며 원주천 소권역 등에서 가장 많은 감소를 보인다. 대지는 06년 대비 약 9.7km² 증가하였으며, 모든 소권역에서 증가하였다.

표. 섬강 소권역 오염원 현황

소권역	인구(천명)			가축(소,돼지,두)			폐수배출량(톤/일)			대지(km ²)		
	2006	2010	증감	2006	2010	증감	2006	2010	증감	2006	2010	증감
계	328,671 (87.5%)	350,455 (81.6%)	6.6%	164,956	202,296	22.6%	8,563.7	5,858.0	-31.6%	68.6	78.3	14.2%
횡성담	3,758	3,3938	4.8%	3,907	6,516	66.8%	42.0	11.0	-73.8%	3.2	3.4	6.0%
횡성담 하류	1,427	1,586	11.1%	4,545	6,703	47.5%	1,524.0	74.4	-95.1%	1.1	1.1	7.6%
금계천	4,022	3,875	-3.7%	14,335	19,345	34.9%	149.5	231.9	55.1%	3.1	4.2	35.0%
전천	13,897	14,751	6.1%	21,727	30,018	38.2%	499.2	422.4	-15.4%	7.5	8.8	17.8%
원주천 합류점	22,655	18,960	-16.3%	23,527	29,265	24.4%	777.2	723.6	-6.9%	6.3	7.4	17.4%
원주천	225,289	250,775	11.3%	6,600	4,242	-35.7%	2,952.0	2,744.4	-7.0%	19.8	21.9	10.8%
삼산천	4,634	4,581	-1.1%	39,717	43,988	10.8%	615.2	159.0	-74.2%	3.2	3.6	11.8%
간현 수위표	4,868	4,642	-4.6%	24,791	31,933	28.8%	69.9	23.0	-67.1%	6.5	7.6	16.8%
서곡천	28,635	27,283	-4.7%	12,226	12,163	-0.5%	308.9	275.3	-10.9%	7.5	9.0	19.8%
섬강 하류	19,486	20,064	3.0%	13,581	18,123	33.4%	1,625.8	1,193.1	-26.62%	10.4	11.2	8.0%

자료출처 : 2012 섬강 중권역권 물환경 관리 계획

6) 식물상

섬강의 주요 수변식물은 문헌조사에서는 달뿌리풀, 물억새, 소리쟁이, 개구리자리, 고마리, 미나리아재비 등이 우점종으로 확인되었다. 섬강유역에 출현하는 관속식물은 24과 50속 54종 7변종으로 총 61분류군으로 조사되었다(섬강기본계획, 2010). 식물의 과별 식물종수를 살펴보면, 벼과 식물이 36종, 국화과 식물이 35종, 이 관찰되어 비교적 다수의 종이 확인되었으며, 장미과 식물이 14종, 콩과 식물이 12종 등의 순으로 분포하였다. 섬강의 하상에는 달뿌리풀, 갯버들 등이 제방사면에는 아까시나무, 버드나무, 환삼덩굴이 우점하고 있었다.

7) 동물상

문헌조사는 2010년도에 작성된 “섬강기본계획”을 참고하였다. 포유류는 4목 7과 10종으로 법적보호종인 수달과 삵이 발견되었으며 조류는 37과 102종으로 법정보호종은 흰목물떼새, 큰말뚝가리, 황조롱이 등이 확인되었다. 특히, 황성읍의 압곡리는 대규모 백로 및 왜가리 서식지가 있는 곳으로 천연기념물 248호로 지정되어 있으나 최근 압곡리의 서식처의 질적 저하로 인해 많은 개체수가 전천 인근으로 모여들고 있다.

(1) 포유류

문헌에서 확인된 포유류는 4목 7과 10종이고, 두더지, 너구리, 수달, 족제비, 고라니 등 4목 7과 9종이고, 법적보호종은 수달(*Lutra lutra*, 멸종위기 야생동물 I 급, 천연기념물 제330호) 1종으로 확인되었다.

(2) 조류

문헌에서 확인된 조류는 37과 102종이고, 법적보호종은 원앙, 솔개, 왕새매, 개구리매, 붉은배새매, 조롱이, 새매, 참매, 말뚝가리, 황조롱이, 새홀리기, 흰목물떼새 등 12종이 확인되었으며 43종이고, 법적보호종은 말뚝가리, 매, 새홀리기 등 3종이 확인되었다.

(3) 양서과충류

문헌에서 확인된 양서류는 무당개구리, 청개구리 등 1목 3과 5종이고, 파충류는 줄장지뱀, 누룩뱀 등 1목 2과 3종이며, 법적보호종은 확인되지 않았다. 이들 종은 하천주변에서 주로 서식하는 종인 것으로 조사되었다.

(4) 어류

문헌조사에서는 섬강의 하류부에 위치한 4개 지점을 대상으로 현지조사를 실시한 결과, 어류는 총 4과 18종 458개체가 출현하였으며 출현 어류 중 천연기념물은 확인되지 않았으며, 멸종위기야생동물 II급인 꾸구리(*Gobiobotia macrocephala*)가 돌상어(*Gobiobotia brevibarba*)가 서식하는 것으로 조사되었다. 상대풍부도 비교시 피라미가 129개체 28.2%로 가장 높게 나타났으며, 다음으로 쉬리 71개체 15.5%, 물개 51개체 11.1%, 꾸구리 47개체 10.3%의 순으로 높은 상대풍부도를 보인다. 우점종으로 확인된 피라미는 국내 담수어류 중 일반적으로 가장 풍부도가 높은 종으로서 하천에서 보 및 댐을 비롯한 하천환경을 변화시키는 하천공사, 골재채취 및 수질 오염과 같은 인공적인 환경변화에 비교적 잘 적응하는 종으로 알려져 있다. 법적보호종인 꾸구리는 흐름이 빠르고, 자갈이 깔린 하천의 여울지역에 서식하는 종으로 조사대상 하천의 여울부 전역에 분포하는 것으로 조사되었다. 섬강의 하류부 네 지점을 조사한 결과 비교적 여울이 발달되어 있고 수질이 양호하여 쉬리가 아우점종, 꾸구리가 상대풍부도 기준 4순위에 기록되는 등 수질에 민감한 여울성 어종이 서식하기에 적합한 것으로 문헌조사로 나왔다.

2. 무인센서카메라 모니터링



전천 섬강 합류지점 배수로(수달)



원주비행장 건너편 배수로(고라니)



전천 섬강 합류지점 (수달)



전천 섬강 합류지점 (삼)

3. 생물상 현지조사 종 목록

■ 양서파충류

		봄			여름			가을		합계
		1	2	3	4	5	6	7	8	
도롱뇽	<i>Hynobius leechii</i>	2	1							3
청개구리	<i>Hyla japonica</i>	11	40+	1+	4+	5+	7+	11	3	82+*
한국산개구리	<i>Rana coreana</i>	2								2
북방산개구리	<i>Rana dybowskii</i>	4+	1200+	1+						1205+
참개구리	<i>Rana nigromaculata</i>	4	26+	7+		6	3	13	2	61
옴개구리	<i>Rana rugosa</i>			3+	2	1	1	3	2	12+
자라	<i>Pelodiscus sinensis</i>			8	9	14	7	12		50
붉은귀개	<i>Trachemys scripta elegans</i>			2		1				3
꽃개	<i>Trachemys scripta scripta</i>							1		1
줄장지뱀	<i>Takydromus wolteri</i>		2							2
무자치	<i>Elaphe rufodorsata</i>		2					2	4	8
누룩뱀	<i>Elaphe dione</i>		1					1	2	4
유혈목이	<i>Rhabdophis tigrinus</i>		3	1		1		1	8	14
능구렁이	<i>Dinodon rufozonatus</i>					1			1	2
살모사	<i>Gloydus brevicaudus</i>							1	4	5
총종수		5	8	7	3	7	4	9	8	15
관찰개체수		23+	1,275+	23+	15+	29+	18+	45	26	1,454+

청음: +

■ 어류

		st.1	st.2	st.3	st.4	st.5	st.6	st.7	st.8	st.9	st.10	st.11	st.12	st.13	st.14	st.15
뱀장어	<i>Anguilla japonica</i>															
잉어	<i>Cyprinus carpio</i>													4	1	
붕어	<i>Carassius auratus</i>	4														
한강납줄개	<i>Rhodeus pseudosericeus</i>															
각시붕어	<i>Rhodeus uyekii</i>			2										1		
납자루	<i>Acheilognathus lanceolatus</i>	2	1	2	4	1		7					10		1	
칼납자루	<i>Acheilognathus koreanus</i>															
줄납자루	<i>Acheilognathus yamatsutae</i>			4	3	3		6	1			1		3	1	
가시납지리	<i>Acanthorhodeus gracilis</i>												1		1	
돌고기	<i>Pungtungia herzi</i>	35	24	25	30	21	10	39	7	4	13	8		6	17	14
쉬리	<i>Coreoleuciscus splendidus</i>		18	44	32	27			45	45	103	60			60	13
참중고기	<i>Sarcocheilichthys variegatus wakiyae</i>			1												
긴물개	<i>Squalidus gracilis majimae</i>						3									
물개	<i>Squalidus japonicus coreanus</i>												5	3		
누치	<i>Hemibarbus labeo</i>	1	3	7	1	1	3			1	6		3	6	1	2
참마자	<i>Hemibarbus longirostris</i>	7	14	19	1	65	8	5	1	7	14	2	20	56	18	22
모래무지	<i>Pseudogobio esocinus</i>	22	8	12		7	20	2		6	4	6	12	4	1	17
꾸구리	<i>Gobiobotia macrocephalus</i>					3			1	4	1	8			4	
돌상어	<i>Gobiobotia brevibarba</i>			8	17	3			26	2	8	3			4	1
돌마자	<i>Microphysogobio yaluensis</i>		24	2	4		10					2	7		1	16

배가사리	<i>Microphysogobio longidorsalis</i>		9	7	44	1	2		10		7	13			19	8
버들치	<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>															
참갈겨니	<i>Zacco koreanus</i>		17	26	89	34	7	64	5	26	14	1		8		
피라미	<i>Zacco platypus</i>	95	129	154	97	126	103	61	91	43	33	38	133	280	165	85
끄리	<i>Opsariichthys bidens</i>	4	5	1	5		16				8	6	30	60		1
대륙종개	<i>Orthrias nudus</i>										4	2			6	
미꾸리	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>				1									3		
미꾸라지	<i>Misgurnus mizolepis</i>															
참종개	<i>Iksookimia koreensis</i>				3			1				4			3	
새코미꾸리	<i>Iksookimia rotundicaudata</i>	1	1	1							2				8	5
동자개	<i>Pseudobagrus fulvidraco</i>															
눈동자개	<i>Pseudobagrus koreanus</i>			1						1						
통가리	<i>Liobagrus andersoni</i>		1	1	1				3	3	3	2			10	5
쏘가리	<i>Siniperca scherzeri</i>							1	1				1	4		
깍지	<i>Coreoperca herzi</i>	9	2	2	6	6		1	10	7		2			10	2
동사리	<i>Odontobutis platycephala</i>							1			1					
얼룩동사리	<i>Odontobutis interrupta</i>	2	4	13		3	4	3		2			1	2		1
밀어	<i>Rhinogobius brunneus</i>	1	12	15				3	2			6			1	2
총 종수		12	16	21	16	14	11	13	13	13	15	17	11	14	20	15
관찰개체수		183	272	347	338	301	186	194	203	151	221	164	223	440	332	194
종다양도		1.54	1.93	2.04	1.96	1.75	1.62	1.66	1.67	1.89	1.90	2.06	1.42	1.28	1.79	1.94
종 균등도		0.62	0.69	0.67	0.71	0.66	0.67	0.65	0.65	0.74	0.70	0.73	0.59	0.49	0.60	0.72

		st. 16	st. 17	st. 18	st. 19	st. 20	st. 21	st. 22	st. 23	st. 24	st. 25	st. 26	st. 27	Tota l	Do mi.
뱀장어	<i>Anguilla japonica</i>			1										1	0.01
잉어	<i>Cyprinus carpio</i>				1				5					11	0.16
붕어	<i>Carassius auratus</i>		2		1	1	3			3	1		17	32	0.45
한강납 줄개	<i>Rhodeus pseudosericeus</i>				5				2	2	3			12	0.17
각시붕 어	<i>Rhodeus uyekii</i>													3	0.04
납자루	<i>Acheilognathus lanceolatus</i>		10	2					1	2	3		4	50	0.71
칼납자 루	<i>Acheilognathus koreanus</i>												2	2	0.03
줄납자 루	<i>Acheilognathus yamatsutae</i>	1	4							9				36	0.51
가시납 지리	<i>Acanthorhodeus gracilis</i>									1			1	4	0.06
돌고기	<i>Pungtungia herzi</i>	17	13	26	31	21	16	13	17	26	4	28	27	492	6.97
쉬리	<i>Coreoleuciscus splendidus</i>		58	31		2	15	5	4		23	33	23	641	9.08
참중고 기	<i>Sarcocheilichthys variegatus wakiyae</i>													1	0.01
긴물개	<i>Squalidus gracilis majimae</i>				1		1			1			2	8	0.11
물개	<i>Squalidus japonicus coreanus</i>													8	0.11
누치	<i>Hemibarbus labeo</i>	4	2			3				1				45	0.64
참마자	<i>Hemibarbus longirostris</i>	11	4	3	13	33		18	14	15	36	30	16	452	6.40
모래무 지	<i>Pseudogobio esocinus</i>	37		4	17	16	8	9	8	10	8	2	6	246	3.48
꾸구리	<i>Gobiobotia macrocephalus</i>													21	0.30
돌상어	<i>Gobiobotia brevibarba</i>										18			90	1.27
돌마자	<i>Microphysogobio yaluensis</i>			1		23	3	3		3	3		1	103	1.46
배가사 리	<i>Microphysogobio longidorsalis</i>	5	9	24	7	4	15	35	50		10		17	296	4.19
벼들치	<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>							1	13					14	0.20

		st. 16	st. 17	st. 18	st. 19	st. 20	st. 21	st. 22	st. 23	st. 24	st. 25	st. 26	st. 27	Tota l	Do mi.
참중개	<i>Iksookimia koreensis</i>				3			2	6	1		2	1	26	0.37
새코미 꾸리	<i>Iksookimia rotundicaudata</i>			3							1			22	0.31
동자개	<i>Pseudobagrus fulvidraco</i>						1							1	0.01
눈동자 개	<i>Pseudobagrus koreanus</i>			1							1	3		7	0.10
통가리	<i>Liobagrus andersoni</i>										3	6	2	40	0.57
쏘가리	<i>Siniperca scherzeri</i>	2												9	0.13
걱지	<i>Coreoperca herzi</i>	1	4	4	3	3	6		4	6	1	5	3	97	1.37
동사리	<i>Odontobutis platycephala</i>			1						3		1		7	0.10
얼룩동 사리	<i>Odontobutis interrupta</i>	7	9		5		9	2	5	14	9	6		101	1.43
밀어	<i>Rhinogobius brunneus</i>			4	1	1	4						22	74	1.05
총 종수		12	13	14	15	14	14	11	15	18	18	12	20	38	
관찰개체수		231	217	212	258	324	253	226	336	258	358	269	370	7,061	
종다양도		1.72	1.88	1.62	1.57	1.74	1.78	1.72	1.87	2.02	1.85	1.84	2.18	2.17	
종균등도		0.69	0.73	0.61	0.58	0.66	0.67	0.72	0.69	0.70	0.64	0.74	0.73	0.60	

■ 조류

국명	학명	봄	여름	가을	겨울	합계
평	<i>Phasianus colchicus</i>	9	17	2	1	29
원앙	<i>Aix galericulata</i>	6	14			20
홍머리오리	<i>Anas penelope</i>			4		4
청둥오리	<i>Anas platyrhynchos</i>			90	15	105
흰뺨검둥오리	<i>Anas poecilorhyncha</i>	238	57	607	334	1,236
쇠오리	<i>Anas crecca</i>	1		9	40	50
비오리	<i>Mergus merganser</i>			4	50	54
논병아리	<i>Tachybaptus ruficollis</i>			14	1	15
해오라기	<i>Nycticorax nycticorax</i>		3			3
검은댕기해오라기	<i>Butorides striata</i>		8			8
황로	<i>Bubulcus ibis</i>		18			18
왜가리	<i>Ardea cinerea</i>	37	43	10	8	98
대백로	<i>Ardea alba alba</i>			10	1	11
중대백로	<i>Ardea alba modesta</i>	36	37			73
쇠백로	<i>Egretta garzetta</i>	17	3			20
민물가마우지	<i>Phalacrocorax carbo</i>	0	4			4
황조롱이	<i>Falco tinnunculus</i>	3	1	1	1	6
새호리기	<i>Falco subbuteo</i>		2			2
새매	<i>Accipiter nisus</i>	1				1
말뚝가리	<i>Buteo buteo</i>			3	3	6
큰말뚝가리	<i>Buteo hemilasius</i>			1		1
흰목물떼새	<i>Charadrius placidus</i>	2	6	3		11
꼬마물떼새	<i>Charadrius dubius</i>	4				4
백백도요	<i>Tringa ochropus</i>				1	1
갸파도요	<i>Actitis hypoleucos</i>	11	22	2		35
멧비둘기	<i>Streptopelia orientalis</i>	17	38	51	6	112
검은등뺨꾸기	<i>Cuculus micropterus</i>		5			5

국명	학명	봄	여름	가을	겨울	합계
빠꾸기	<i>Cuculus canorus</i>		14			14
파랑새	<i>Eurystomus orientalis</i>		3			3
물총새	<i>Alcedo atthis</i>	2	1			3
쇠딱다구리	<i>Dendrocopos kizuki</i>		3	1	1	5
청딱다구리	<i>Picus canus</i>	3				3
때까치	<i>Lanius bucephalus</i>		2	1	1	4
피꼬리	<i>Oriolus chinensis</i>		14			14
어치	<i>Garrulus glandarius</i>	3	2	1	2	8
물까치	<i>Cyanopica cyanus</i>	1				1
까치	<i>Pica pica</i>	12	9	7	9	37
까마귀	<i>Corvus corone</i>	7		3	1	11
큰부리까마귀	<i>Corvus macrorhynchos</i>	1	2	4	1	8
박새	<i>Parus major</i>	29	42	118	34	223
진박새	<i>Parus ater</i>			1	13	14
곤줄박이	<i>Parus varius</i>		7		4	11
쇠박새	<i>Parus palustris</i>	7	5	9	17	38
제비	<i>Hirundo rustica</i>	22	8			30
오목눈이	<i>Aegithalos caudatus magnus</i>	23	9	30	12	74
종다리	<i>Alauda arvensis</i>			20		20
직박구리	<i>Microscelis amaurotis</i>	6	23	14		43
숲새	<i>Urosphena squameiceps</i>		4			4
휘파람새	<i>Cettia diphone borealis</i>	1				1
개개비	<i>Acrocephalus orientalis</i>		97			97
노랑눈썹솔새	<i>Phylloscopus inornatus</i>	2				2
산솔새	<i>Phylloscopus coronatus</i>	3	2			5
붉은머리오목눈이	<i>Paradoxornis webbiana</i>	380	230	590	440	1,640
동고비	<i>Sitta europaea</i>	4	2		1	7
찌르레기	<i>Sturnus cineraceus</i>	6				6

국명	학명	봄	여름	가을	겨울	합계
되지빠귀	<i>Turdus hortulorum</i>		1			1
흰배지빠귀	<i>Turdus pallidus</i>		2			2
개똥지빠귀	<i>Turdus eunomus</i>	18				18
딱새	<i>Phoenicurus aureus</i>	2		6		8
검은딱새	<i>Saxicola torquatus</i>	14	15			29
큰유리새	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	2	6			8
물까마귀	<i>Cinclus pallasii</i>			3		3
참새	<i>Passer montanus</i>	464	502	200	176	1,342
노랑할미새	<i>Motacilla cinerea</i>	2	7			9
알락할미새	<i>Motacilla alba leucopsis</i>	5	5			10
검은등할미새	<i>Motacilla grandis</i>	36	27	17	30	110
밭종다리	<i>Anthus rubescens</i>	18				18
되새	<i>Fringilla montifringilla</i>				46	46
방울새	<i>Carduelis sinica</i>	51	121	328	106	606
긴꼬리홍양진이	<i>Uragus sibiricus</i>				33	33
콩새	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	26		3		29
멧새	<i>Emberiza cioides</i>	10	9		7	26
흰배멧새	<i>Emberiza tristrani</i>			140		140
노랑눈썹멧새	<i>Emberiza chrysophrys</i>	1				1
쭈새	<i>Emberiza rustica</i>	10		11	224	245
노랑턱멧새	<i>Emberiza elegans</i>	6	6	751	522	1,285
축새	<i>Emberiza spodocephala spodocephala</i>	28				28
북방검은머리쭈새	<i>Emberiza pallasi</i>				18	18
쇠검은머리쭈새	<i>Emberiza yessoensis</i>			5		5
총 종수		47	47	38	34	79
관찰개체수		1,587	1,458	3,074	2,159	8,278
종다양도		2.40	2.55	2.20	2.29	2.65
종균등도		0.62	0.66	0.61	0.65	0.61

국명	학명	봄	여름	가을	겨울	합계
평	<i>Phasianus colchicus</i>	5	8	1	1	15
원앙	<i>Aix galericulata</i>	6	14			20
홍머리오리	<i>Anas penelope</i>			4		4
청둥오리	<i>Anas platyrhynchos</i>			90	15	105
흰뺨검둥오리	<i>Anas poecilorhyncha</i>	234	39	607	334	1,214
쇠오리	<i>Anas crecca</i>	1		5	40	46
비오리	<i>Mergus merganser</i>			4	50	54
논병아리	<i>Tachybaptus ruficollis</i>			14	1	15
해오라기	<i>Nycticorax nycticorax</i>		3			3
검은댕기해오라기	<i>Butorides striata</i>		8			8
왜가리	<i>Ardea cinerea</i>	37	41	10	8	96
대백로	<i>Ardea alba alba</i>			10	1	11
중대백로	<i>Ardea alba modesta</i>	34	35			69
쇠백로	<i>Egretta garzetta</i>	16	3			19
민물가마우지	<i>Phalacrocorax carbo</i>		4			4
황조롱이	<i>Falco tinnunculus</i>	2				2
말뚝가리	<i>Buteo buteo</i>			1	2	3
큰말뚝가리	<i>Buteo hemilasius</i>			1		1
흰목물떼새	<i>Charadrius placidus</i>	2	6	3		11
꼬마물떼새	<i>Charadrius dubius</i>	4				4
백백도요	<i>Tringa ochropus</i>				1	1
갯작도요	<i>Actitis hypoleucos</i>	11	22	1		34
멧비둘기	<i>Streptopelia orientalis</i>	5	11	45	3	64
빠꾸기	<i>Cuculus canorus</i>		4			4
파랑새	<i>Eurystomus orientalis</i>		1			1
물총새	<i>Alcedo atthis</i>	2	1			3
쇠딱다구리	<i>Dendrocopos kizuki</i>			1	1	2

국명	학명	봄	여름	가을	겨울	합계
청딱다구리	<i>Picus canus</i>	1				1
때까치	<i>Lanius bucephalus</i>		2	1	1	4
피꼬리	<i>Oriolus chinensis</i>		1			1
어치	<i>Garrulus glandarius</i>			1	1	2
물까치	<i>Cyanopica cyanus</i>	1				1
까치	<i>Pica pica</i>	3	1	1	1	6
까마귀	<i>Corvus corone</i>	4		1	1	6
큰부리까마귀	<i>Corvus macrorhynchos</i>		2			2
박새	<i>Parus major</i>	9	11	61	6	87
진박새	<i>Parus ater</i>				13	13
곤줄박이	<i>Parus varius</i>		4		2	6
쇠박새	<i>Parus palustris</i>	2		8	9	19
제비	<i>Hirundo rustica</i>	11	5			16
오목눈이	<i>Aegithalos caudatus magnus</i>	12	5	24	9	50
직박구리	<i>Microscelis amaurotis</i>	1	4	4		9
숲새	<i>Urosphena squameiceps</i>		1			1
개개비	<i>Acrocephalus orientalis</i>		62			62
노랑눈썹솔새	<i>Phylloscopus inornatus</i>	1				1
산솔새	<i>Phylloscopus coronatus</i>	1	2			3
붉은머리오목눈이	<i>Paradoxornis webbianus</i>	345	215	580	320	1,460
동고비	<i>Sitta europaea</i>	1			1	2
찌르레기	<i>Sturnus cineraceus</i>	6				6
흰배지빠귀	<i>Turdus pallidus</i>		1			1
개똥지빠귀	<i>Turdus eunomus</i>	6				6
딱새	<i>Phoenicurus aureus</i>	1		5		6
검은딱새	<i>Saxicola torquatus</i>	12	12			24
물까마귀	<i>Cinclus pallasii</i>			3		3
참새	<i>Passer montanus</i>	127	260	130	35	552

국명	학명	봄	여름	가을	겨울	합계
노랑할미새	<i>Motacilla cinerea</i>	2	7			9
알락할미새	<i>Motacilla alba leucopsis</i>	4	2			6
검은등할미새	<i>Motacilla grandis</i>	35	18	16	26	95
밭종다리	<i>Anthus rubescens</i>	18				18
방울새	<i>Carduelis sinica</i>	45	57	132	76	310
긴꼬리홍양진이	<i>Uragus sibiricus</i>				33	33
콩새	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>			2		2
멧새	<i>Emberiza cioides</i>	7	6		2	15
흰배멧새	<i>Emberiza tristrani</i>			130		130
쭈새	<i>Emberiza rustica</i>	10		3	156	169
노랑턱멧새	<i>Emberiza elegans</i>		6	602	304	912
축새	<i>Emberiza spodocephala spodocephala</i>	28				28
북방검은머리쭈새	<i>Emberiza pallasi</i>				18	18
쇠검은머리쭈새	<i>Emberiza yessoensis</i>			5		5
총 종수		39	37	34	31	69
관찰개체수		1,052	884	2,506	1,471	5,913
종다양도		2.31	2.40	2.06	2.19	2.51
종균등도		0.63	0.67	0.59	0.64	0.59

국명	학명	봄	여름	가을	겨울	합계
평	<i>Phasianus colchicus</i>	4	9	1		14
흰뺨검둥오리	<i>Anas poecilorhyncha</i>	4	18			22
쇠오리	<i>Anas crecca</i>			4		4
황로	<i>Bubulcus ibis</i>		18			18
왜가리	<i>Ardea cinerea</i>		2			2
중대백로	<i>Ardea alba modesta</i>	2	2			4
쇠백로	<i>Egretta garzetta</i>	1				1
황조롱이	<i>Falco tinnunculus</i>	1	1	1	1	4
새호리기	<i>Falco subbuteo</i>		2			2
새매	<i>Accipiter nisus</i>	1				1
말뚝가리	<i>Buteo buteo</i>			2	1	3
갸파도요	<i>Actitis hypoleucos</i>			1		1
멧비둘기	<i>Streptopelia orientalis</i>	12	27	6	3	48
검은등빼꾸기	<i>Cuculus micropterus</i>		5			5
빼꾸기	<i>Cuculus canorus</i>		10			10
파랑새	<i>Eurystomus orientalis</i>		2			2
쇠딱다구리	<i>Dendrocopos kizuki</i>		3			3
청딱다구리	<i>Picus canus</i>	2				2
피꼬리	<i>Oriolus chinensis</i>		13			13
어치	<i>Garrulus glandarius</i>	3	2		1	6
까치	<i>Pica pica</i>	9	8	6	8	31
까마귀	<i>Corvus corone</i>	3		2		5
큰부리까마귀	<i>Corvus macrorhynchos</i>	1		4	1	6
박새	<i>Parus major</i>	20	31	57	28	136
진박새	<i>Parus ater</i>			1		1
곤줄박이	<i>Parus varius</i>		3		2	5
쇠박새	<i>Parus palustris</i>	5	5	1	8	19
제비	<i>Hirundo rustica</i>	11	3			14

국명	학명	봄	여름	가을	겨울	합계
오목눈이	<i>Aegithalos caudatus magnus</i>	11	4	6	3	24
종다리	<i>Alauda arvensis</i>			20		20
직박구리	<i>Microscelis amaurotis</i>	5	19	10		34
숲새	<i>Urosphena squameiceps</i>		3			3
회파람새	<i>Cettia diphone borealis</i>	1				1
개개비	<i>Acrocephalus orientalis</i>		35			35
산솔새	<i>Phylloscopus coronatus</i>	2				2
붉은머리오목눈이	<i>Paradoxornis webbianus</i>	35	15	10	120	180
동고비	<i>Sitta europaea</i>	3	2			5
되지빠귀	<i>Turdus hortulorum</i>		1			1
흰배지빠귀	<i>Turdus pallidus</i>		1			1
개똥지빠귀	<i>Turdus eunomus</i>	12				12
큰유리새	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	2	6			8
참새	<i>Passer montanus</i>	337	242	70	141	790
알락할미새	<i>Motacilla alba leucopsis</i>	1	3			4
검은등할미새	<i>Motacilla grandis</i>	1	9	1	4	15
방울새	<i>Carduelis sinica</i>	6	64	196	30	296
콩새	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	26		1		27
멧새	<i>Emberiza cioides</i>	3	3		5	11
흰배멧새	<i>Emberiza tristrami</i>			10		10
노랑눈썹멧새	<i>Emberiza chrysophrys</i>	1				1
쭈새	<i>Emberiza rustica</i>			8	68	76
노랑턱멧새	<i>Emberiza elegans</i>	6		149	218	373
총 종수		34	34	24	18	55
관찰개체수		535	574	568	688	2,365
종다양도		1.74	2.36	1.94	1.94	2.45
종균등도		0.49	0.67	0.61	0.67	0.61